



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



VARIACIÓN GEOGRÁFICA E INTERANUAL DE
LA BIOMASA DE *Sardinops sagax* Y *Engraulis
mordax* EN EL GOLFO DE CALIFORNIA:
UN ENFOQUE ACÚSTICO.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

PRESENTA

ANTONIO LÓPEZ SERRANO

LA PAZ, B.C.S., ENERO DE 2018



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

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 18 del mes de Diciembre del año 2017

El (la) que suscribe MC. ANTONIO LÓPEZ SERRANO Alumno (a) del Programa
DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

con número de registro A130498 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS
MARINAS

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

DR. HÉCTOR VILLALOBOS ORTIZ Y DR. MANUEL O. NEVÁREZ MARTÍNEZ

y cede los derechos del trabajo titulado:

"VARIACIÓN GEOGRÁFICA E INTERANUAL DE LA BIOMASA DE *Sardinops sagax*

Y *Engfraulis mordax* EN EL GOLFO DE CALIFORNIA: UN ENFOQUE ACÚSTICO"

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: alserrano@angel.umar.mx - hvillalo@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.

MC. ANTONIO LÓPEZ SERRANO

Nombre y firma del alumno

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto Politécnico Nacional, por brindarme la oportunidad de completar mi formación académica, y por permitirme aprender en él, los valores y el espíritu que lo han hecho ser una de las máximas instituciones educativas y de investigación de México y Latinoamérica.

Al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN) por recibirme en sus aulas, por la enseñanza de sus investigadores, por la excelencia académica impartida y por su importancia como referente de la investigación marina en México.

A la Universidad del Mar, por permitirme ser parte de este proyecto educativo desde hace 14 años, y desarrollarme como Profesor e Investigador, por todo el aprendizaje convencional y no convencional adquirido, por el apoyo institucional otorgado a través de las autoridades académicas y administrativas y por darme la oportunidad de desarrollar las Ciencias del Mar en el Pacífico Sur. *Mare nostrum*.

Al Centro Regional de Investigaciones Pesqueras, Unidad Guaymas, y especialmente al Dr. Manuel Nevárez, Co-Director de esta Tesis, por las facilidades otorgadas para participar en las campañas de prospección pesquera y por los datos facilitados.

Al Dr. Héctor Villalobos, Co-Director de Tesis, por recibirme en su equipo de trabajo y enseñarme los nuevos enfoques en acústica, por compartir su experiencia como colega, por sus esfuerzos para que aprendamos nuevos lenguajes de programación, por TODO el apoyo recibido, y especialmente, por la amistad brindada.

Al Dr. Jaime Gómez Gutiérrez, Consejero de Estudios, por la orientación sobre los aspectos académicos, sobre las publicaciones, por compartir sus enfoques sobre ecología y acústica, por los momentos difíciles que (involuntariamente) le hice pasar, y sobre todo, por su amistad.

A los Dres. Agustín Hernández y Rafael Cervantes Duarte, miembros del comité evaluador por las observaciones y comentarios efectuados a lo largo del desarrollo de esta Tesis.

Al sistema PRODEP-SEP, por el apoyo económico otorgado en la última parte de mis estudios.

A la tripulación del barco BIP-XI, y al personal técnico del CRI Guaymas (Violeta, Ángeles, Alejandro Lobeño, Pepe, Marcelo) por todo el apoyo prestado en la campaña de 2013.

DEDICATORIAS

A mi familia, por ser un motivo para seguir. Celia, Yoloxóchitl y Sirio

A la memoria de mi padre, Antonio López Saldivar.

A todos mis primos, tías y tíos

A Koru, Cecy y Ragi,

A Adriana Allier...aunque no siempre estuvimos juntos, nunca estuvimos separados

A toda la banda del grupo de Acústica del CICIMAR (Uriel, Airam, Carlos, Marcia)

A mis estudiantes y Tesistas

Para todos mis amigos de la UMAR

Para tí, Bu.

“altius atque...altius longius”

Índice

RESUMEN	viii
ABSTRACT	ix
Índice de figuras	x
Índice de tablas.....	xiii
GLOSARIO	xv
1. INTRODUCCIÓN	1
ANTECEDENTES.....	16
JUSTIFICACIÓN	22
HIPÓTESIS	22
OBJETIVOS	23
Objetivos específicos	23
2. MATERIALES Y MÉTODOS	24
2.1. Área de estudio.....	24
2.2. Operaciones de campo.....	30
2.3. Datos acústicos.....	33
Post-procesamiento de datos acústicos.....	34
2.3.1. Estimación del umbral de ecointegración.....	35
2.3.2. Muestreo de valores de S_v	35
2.3.3. Umbral óptimo global	37
2.4. Ecointegración	44
2.4.1. Obtención de la fracción de energía asociada a las especies de estudio.....	45
2.5. Estimación de la biomasa	46
2.5.1. Estimación acústica de la biomasa	48
2.6. Imágenes satelitales.	50
3. RESULTADOS	51
3.1. Datos biológicos.....	51
3.1.1. Distribución de lances positivos por especie - campaña.	51
3.1.2. Presencia, composición y distribución geográfica de las capturas por mes de muestreo.....	51
3.1.3. Distribución por tallas – especie	65

3.2	Datos acústicos.....	68
3.2.1	Estimación del umbral de ecointegración en prospecciones de una frecuencia....	68
3.2.2	Distribución geográfica del s_A de pelágicos menores durante las campañas de muestreo.....	73
3.3.3.	Distribución geográfica de los valores de s_A calculados para <i>S. sagax</i> y <i>E. mordax</i>	75
3.3.4.	Distribución de valores de s_A por especie - año.....	79
3.3	Estimaciones de biomasa.....	83
3.4	Hidrografía	91
3.5	Relación s_A - variables hidrográficas	100
4.	DISCUSIÓN	105
	CONCLUSIONES	121
6.-	RECOMENDACIONES	122
7.	BIBLIOGRAFÍA	123
8.	ANEXOS.....	149

RESUMEN

En el Golfo de California se estimó la biomasa de sardina monterrey (*Sardinops sagax*) y anchoveta norteña (*Engraulis mordax*) mediante métodos acústicos en mayo de 2010 a 2013, para probar la hipótesis de que su distribución es favorecida por la intensidad de las surgencias de la región, caracterizadas a través de temperatura superficial (TSM) y productividad primaria neta (PPN). Para ello, se cuantificó la biomasa de ambas especies mediante métodos acústicos con sistemas de una y dos frecuencias. Se realizaron transectos perpendiculares a la costa y en zig-zag, y se registró la composición, captura total y longitud patrón con una red de media agua. Se utilizó una ecosonda de haz dividido SIMRAD EK60, de 38 kHz (complementada con 120 kHz en 2012 y 2013) y un algoritmo de expectación-maximización (EMF) para estimar el valor umbral de fuerza de retrodispersión por volumen, el cual fue de $S_v = -59.4$ dB. Los máximos del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A) se obtuvieron en Isla Ángel de la Guarda, Isla Tiburón, Loreto y Santa Rosalía. Para anchoveta, la biomasa varió de 295 t (2011) a 249,634 t (2012); para sardina fue de 25,284 t (2012) a 259,791 t (2011). En ambos casos es 40 % menor a la reportada anteriormente. La TSM más alta se observó hacia la porción sur, y la menor en las grandes islas, así como los valores más altos de PPN. Los máximos de s_A para *S. sagax* y *E. mordax* se asociaron con TSM medias (22 a 24 °C) y PPN bajas (1000 - 3000 mg C·m²·d⁻¹). Se concluye que un $S_v = -59.4$ permite separar las fracciones de energía asociadas a cardúmenes de otros organismos (presumiblemente zooplancton) y que las surgencias intensas no favorecen la concentración de biomasa de sardina y anchoveta.

ABSTRACT

In the Gulf of California, the biomass of Monterey sardine (*Sardinops sagax*) and northern anchovy (*Engraulis mordax*) was estimated with acoustic methods with single, and bi-frequency systems in May 2010-2013, to test the hypothesis that their distribution is regulated by upwelling intensity, expressed by sea surface temperature (SST) and net primary productivity (NPP). Transversal and inshore-offshore zig-zag transects were surveyed. Catch composition (midwater net), total weight, and standard length of the species were registered. A split beam SIMRAD EK60 echosounder (frequency: 38 kHz, improved with 120 kHz since 2012 and 2013) was utilized for acoustic data. An expectation-maximization algorithm (EMF) was used to estimate the threshold of volume backscattering strength ($S_v = -59.4$ dB). Isla Ángel de la Guarda, Isla Tiburón, Loreto and Santa Rosalía had the highest values of Nautical Area Scattering Coefficient (s_A). For northern anchovy, the acoustic biomass fluctuates from 295 t (2011) to 249,634 t (2012); for sardine ranges from 25,284 t (2012) to 259,791 t (2011) 40 % lesser to reported in literature. The highest SST value was observed through the south, and the lower around the Great Islands, as also the highest values of NPP. Highest s_A values for *S. sagax* y *E. mordax* were associated with medium SST (22 to 24 °C) and lower PPN (1000 - 3000 mg C·m²·d⁻¹) intervals. The S_v threshold allows to separate the acoustic energy fractions associated with shoals from other scatterers (presumably zooplankton). Our data do not support the hypothesis that intense upwelling is a favorable environment for the concentration of sardine and anchovy biomass.

Índice de figuras

Figura 1.- <i>Sardina monterrey</i> (fuente: www.fishbase.se)	3
Figura 2.- Anchoveta norteña (fuente: www.fishbiosystem.ru).....	5
Figura 3. Variación interanual de las capturas (peso desembarcado) de <i>Sardinops sagax</i> (círculos negros) y <i>Engraulis mordax</i> (cuadros blancos) para el período 1987-2016 en el Golfo de California (Fuente: Nevárez-Martínez, com. pers.).....	7
Figura 4. Esquema de la variación de la respuesta frecuencial relativa $r(f)$ para diferentes grupos biológicos en relación con la frecuencia (tomado de Korneliussen & Ona, 2003).	12
Figura 5. Regiones, diagramas T-S y batimetría del Golfo de California (tomado de Lavin & Marinone, 2003). Las isobatas están en metros.....	26
Figura 6. Zona de estudio. Derrotero general efectuado durante las campañas de 2010 a 2013. Los puntos verde y rojo representan el inicio y término de la campaña.	32
Figura 7. Muestreo de los valores de S_v para cardúmenes (a) y ecos circundantes (b) para un ecograma.....	36
Figura 8.- Diagrama de flujo que representa el procedimiento para obtener el umbral de ecointegración en prospecciones de una frecuencia (38 kHz) mediante el algoritmo EM (a: función de expectación; b: función de maximización).	40
Figura 9. Ejemplo del procedimiento de determinación del umbral a partir de la suma de valores de S_v extraídos de ecogramas registrados a 38 y 120 kHz. a) Ecograma original, b) sección analizada, c) histograma de la suma de frecuencias. Las líneas rojas representan las modas definidas por la PDF, la línea negra representa el valor umbral, en el valle de la distribución.....	44
Figura 10. Ubicación geográfica de los polígonos de muestreo.	46
Figura 11. Porcentaje de lances positivos (a) y composición de especies por lance (b) para las especies de peces pelágicos menores, peces agrupados en la categoría “otros” e invertebrados, capturadas en los lances de muestreo de mayo 2010.	52
Figura 12. Distribución geográfica y composición de los lances de pesca de control realizados en el Golfo de California durante mayo de 2010. El tamaño del círculo es proporcional al peso de la captura total (kg).....	55
Figura 13. Porcentaje de lances positivos (a) y composición de especies por lance (b) para las especies de peces pelágicos menores, peces agrupados en la categoría “otros” e invertebrados, capturadas en los lances de pesca de control en mayo 2011.	56
Figura 14. Distribución geográfica y composición de los lances de pesca de control realizados en el Golfo de California durante mayo de 2011. El tamaño del círculo es proporcional al peso de la captura total (kg).....	59
Figura 15. Porcentaje de lances positivos (a) y composición de especies por lance (b) para las especies de peces pelágicos menores, peces agrupados en la categoría “otros” e invertebrados, capturadas en los lances de pesca de control en mayo 2012.	60
Figura 16. Distribución geográfica y composición de los lances de pesca de control realizados en el Golfo de California durante mayo de 2012. El tamaño del círculo es proporcional al peso de la captura total (kg).....	62
Figura 17. Porcentaje de lances positivos (a) y composición de especies por lance (b) para las especies de peces pelágicos menores, peces agrupados en la categoría “otros” e invertebrados, capturadas en los lances de pesca de control en mayo 2013.	63

Figura 18. Distribución geográfica y composición de los lances de pesca de control realizados en el Golfo de California durante mayo de 2013. El tamaño del círculo es proporcional al peso de la captura total (kg).....	65
Figura 19. Estructura de tallas en intervalos de 5 mm de longitud patrón (LP) de <i>Engraulis mordax</i> capturada por lance positivo de pesca de control en el Golfo de California durante mayo de 2010.	66
Figura 20. Histograma de los valores agrupados de S_v y las funciones de densidad de probabilidad obtenidas con el algoritmo EM. La línea punteada vertical en la intersección de las curvas representa el umbral óptimo de -59.4 dB para diferenciar entre valores de S_v correspondientes a las categorías “cardúmenes de peces” o bien a la categoría “otros”. El gráfico a la derecha representa los valores de probabilidad asociados a valores específicos de S_v para las categorías mencionadas.	68
Figura 21. Ejemplos de cardúmenes registrados en un ecograma original (a, c, e) y un ecograma con umbral de -59.4 dB (b, d, f). Se ha removido el estrato 0-5 m.	70
Figura 22. Distribución de frecuencias de la suma del índice de retrodispersión por volumen (S_v) obtenidas para la suma de 38 y 120 kHz en diferentes lances de las campañas 2012 y 2013. Las líneas rojas indican las modas, la línea negra indica el umbral de la distribución, la línea azul en el histograma representa la función de densidad de probabilidad a) lance 10,2012, b) lance 11, 2012, c) lance 11, 2013; d) lance 22, 2013.	72
Figura 23. Comparación de la distribución geográfica de s_A ($m^2 \cdot mn^{-2}$) asociado a peces pelágicos menores (todas las especies combinadas) en el Golfo de California durante las temporadas de muestreo, utilizando ecogramas con corrección de fondo. Destaca el valor anómalo detectado en el sur de la península en 2011.	74
Figura 24. Comparación de la distribución geográfica de s_A ($m^2 \cdot mn^{-2}$) asociado a peces pelágicos menores (todas las especies combinadas) en el Golfo de California, durante las temporadas de muestreo utilizando ecogramas con corrección de filtro.	75
Figura 25. Distribución geográfica del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , $m^2 \cdot mn^{-2}$) calculado para a) <i>Sardinops sagax</i> y b) <i>Engraulis mordax</i> en el Golfo de California durante mayo de 2010.	76
Figura 26. Distribución geográfica del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , $m^2 \cdot mn^{-2}$) para a) <i>Sardinops sagax</i> y b) <i>Engraulis mordax</i> en el Golfo de California, durante mayo de 2011.	77
Figura 27. Distribución geográfica del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , $m^2 \cdot mn^{-2}$) para a) <i>Sardinops sagax</i> y b) <i>Engraulis mordax</i> en el Golfo de California durante mayo de 2012. Ecogramas con corrección de filtro.	78
Figura 28. Distribución geográfica del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , $m^2 \cdot mn^{-2}$) de a) <i>Sardinops sagax</i> y b) <i>Engraulis mordax</i> en el Golfo de California durante mayo de 2013. Ecogramas con corrección de filtro.	79
Figura 29. Distribución de frecuencia para los valores del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A) calculados para <i>Sardinops sagax</i> en los cuatro muestreos. Para los datos de 2012 y 2013 se utilizaron ecogramas filtrados.	80
Figura 30. Distribución de los valores del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A) calculados para <i>Engraulis mordax</i> en los cuatro muestreos. Para los datos de 2012 y 2013 se utilizaron ecogramas filtrados.	81

Figura 31. Variación interanual de la biomasa acústica de <i>Sardinops sagax</i> (a) y <i>Engraulis mordax</i> (b) registrada en mayo de 2010–2013 (descriptor de tendencia central base: mediana).	84
Figura 32. Comparación de la biomasa acústica de <i>Sardinops sagax</i> y <i>Engraulis mordax</i> obtenida mediante el método de lance más cercano, con ecogramas sin corrección de filtro.	85
Figura 33. Variación de la biomasa de <i>Engraulis mordax</i> calculada por polígono y método de muestreo en las campañas de 2010 y 2011, 38 kHz (barras blancas: método de proporción por polígono, barras grises: método de lance más cercano).	87
Figura 34. Variación de la biomasa de <i>Engraulis mordax</i> calculada por polígono en las campañas de 2012 (a) y 2013(b), en ecogramas con corrección de filtro (F, barras grises) y corrección de fondo (CB, barras blancas).	88
Figura 35. Variación de la biomasa de <i>Sardinops sagax</i> calculada por polígono y método de muestreo en las campañas de 2010 y 2011, 38 kHz. (barras blancas: método de proporción por polígono, barras grises: método del lance más cercano).	89
Figura 36. Variación de la biomasa de <i>Sardinops sagax</i> calculada por polígono en las campañas de 2012 (a) y 2013 (b), en ecogramas con corrección de filtro (F, barras grises) y corrección de fondo (CB, barras blancas).	90
Figura 37. Distribución geográfica de la temperatura superficial del mar (TSM, °C) promedio semanal en el Golfo de California durante mayo de 2010.	92
Figura 38. Distribución geográfica de la productividad primaria neta (PPN, mg C·m ² ·d ⁻¹) promedio semanal en el Golfo de California durante mayo de 2010.	93
Figura 39. Distribución geográfica de la temperatura superficial del mar (°C) promedio semanal en el Golfo de California durante mayo de 2011.	94
Figura 40. Distribución geográfica de la productividad primaria neta (PPN, mg C·m ² ·d ⁻¹) en el Golfo de California durante mayo de 2011.	95
Figura 41. Distribución geográfica de la temperatura superficial del mar (°C) promedio semanal en el Golfo de California durante mayo de 2012.	96
Figura 42. Distribución geográfica de la productividad primaria neta (PPN, mg C·m ² ·d ⁻¹) en el Golfo de California durante mayo de 2012.	97
Figura 43. Distribución geográfica de la temperatura superficial del mar (°C) promedio semanal en el Golfo de California durante mayo de 2013.	98
Figura 44. Distribución geográfica de la productividad primaria neta (PPN, mg C·m ² ·d ⁻¹) promedio semanal, en el Golfo de California durante mayo de 2013.	99
Figura 45. Coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , m ² ·mn ⁻²) calculado para a) <i>Sardinops sagax</i> y b) <i>Engraulis mordax</i> vs temperatura superficial del mar (TSM, °C) y productividad primaria neta superficial (mg C·m ² ·d ⁻¹) en el Golfo de California durante mayo de 2010.	101
Figura 46. Coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , m ² ·mn ⁻²) calculado para a) <i>Sardinops sagax</i> y b) <i>Engraulis mordax</i> vs temperatura superficial del mar (TSM, °C) y productividad primaria neta promedio superficial (mg C·m ² ·d ⁻¹) en el Golfo de California durante mayo de 2011.	102
Figura 47. Coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , m ² ·mn ⁻²) calculado para a) <i>Sardinops sagax</i> y b) <i>Engraulis mordax</i> vs temperatura superficial del mar (TSM, °C) y productividad primaria neta (mg C·m ² ·d ⁻¹) en el Golfo de California, durante mayo de 2012.	103

Figura 48. Coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , $m^2 \cdot mn^{-2}$) calculado para a) *Sardinops sagax* y b) *Engraulis mordax* vs temperatura superficial del mar (TSM, °C) y productividad primaria neta promedio superficial ($mg\ C \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$) en el Golfo de California durante mayo de 2013..... 104

Índice de tablas

Tabla I. Relación entre la profundidad del fondo y tasa de pulso utilizada durante las campañas de 2010 a 2013.....	34
Tabla II. Características de los polígonos de la región de estudio.....	47
Tabla III. Composición por especie y grupo de los lances de pesca de control realizados durante mayo de 2010. Los valores de captura por especie están expresados en porcentajes (L: número de lance; Prof: profundidad de lance; Ct: captura total; Em: <i>Engraulis mordax</i> ; Sg: <i>Sardinops sagax</i> , Cm: <i>Cetengraulis mysticetus</i> , Op: <i>Opisthomena spp.</i> ; Sc: <i>Scomber japonicus</i> ; Ol: <i>Oligoplites spp.</i> ; Et: <i>Etrumeus teres</i> ; Tr: <i>Trachurus symmetricus</i> ; A; <i>Anchoa spp.</i> ; ot. Otros; inv: invertebrados	53
Tabla IV. Composición por especie y grupo de los lances de pesca de control realizados durante mayo de 2011. Los valores de captura por especie están expresados en porcentajes (L: número de lance; Ct: captura total; Em: <i>Engraulis mordax</i> , Sg: <i>Sardinops sagax</i> ; Cm: <i>Cetengraulis mysticetus</i> ; Op: <i>Opisthonema libertate</i> ; Sc: <i>Scomber japonicus</i> ; Ol: <i>Oligoplites spp.</i> , Et, <i>Etrumeus teres</i> ; Tr: <i>Trachurus symmetricus</i> ; An: <i>Anchoa spp.</i> ; ot: otros; inv: invertebrados.....	57
Tabla V. Composición por especie y grupo de los lances de pesca de control realizados durante mayo de 2012. Los valores de captura por especie están expresados en porcentajes. (L: número de lance; Ct: captura total; Em: <i>Engraulis mordax</i> , Sg: <i>Sardinops sagax</i> ; Cm: <i>Cetengraulis mysticetus</i> ; Ol: <i>Olioplites spp.</i> ; Et: <i>Etrumeus teres</i> ; Tr: <i>Trachurus symmetricus</i> ; An: <i>Anchoa spp.</i> ; ot: otros; inv: invertrbrados).....	60
Tabla VI. Composición por especie y grupo de los lances de pesca de control realizados durante mayo de 2013. Los valores de captura por especie están expresados en porcentajes. (Ct: captura total; Em: <i>Engraulis mordax</i> , Sg: <i>Sardinops sagax</i> ; Cm: <i>Cetengraulis mysticetus</i> ; Op: <i>Opisthonema libertate</i> ; Sc: <i>Scomber japonicus</i> ; Ol: <i>Oligoplites spp.</i> ; Et: <i>Etrumeus teres</i> ; Tr: <i>Trachurus symmetricus</i> ; An: <i>Anchoa spp.</i> ; ot: otros; inv: invertebrados). 63	63
Tabla VII. Longitud patrón promedio (mm) de <i>Sardinops sagax</i> , obtenida a partir de los lances de pesca de control, por polígono y año de muestreo en el Golfo de California.	67
Tabla VIII. Longitud patrón promedio (mm) de <i>Engraulis mordax</i> , obtenida a partir de los lances de pesca de control, por polígono y año de muestreo en el Golfo de California.	67
Tabla IX. Valores umbral obtenidos para la suma de $SV_{38\text{ kHz}} + SV_{120\text{ kHz}}$ en secciones de ecogramas asociados a lances, para las campañas 2012 y 2013.....	71
Tabla X. Descriptores estadísticos del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , $m^2 \cdot mn^{-2}$) calculados para <i>Sardinops sagax</i> en las campañas de muestreo.	82
Tabla XI. Descriptores estadísticos del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , $m^2 \cdot mn^{-2}$) calculados para <i>Engraulis mordax</i> en las cuatro campañas de muestreo.	82

Tabla XII. Comparación de la biomasa (t) de *Engraulis mordax* para los polígonos y años de muestreo en función de los métodos del lance más cercano (LMC) y proporción por área de polígono (PAP). Los números entre paréntesis indican el polígono correspondiente. 86

Tabla XIII. Comparación de la biomasa (t) de *Sardinops sagax* para los polígonos y años de muestreo en función de los métodos del lance más cercano (LMC) y proporción por área de polígono. Los números entre paréntesis indican el polígono correspondiente..... 86

GLOSARIO

Decibel (dB): Expresión logarítmica de la relación entre la intensidad de una onda reflejada, con respecto de una onda emitida de intensidad conocida, es adimensional, y nos indica la intensidad logarítmica del eco recibido.

Ecointegración: Una de las dos modalidades de análisis de información acústica, Se refiere a la suma de los valores de energía en un estrato determinado, definido por dos profundidades, es utilizada en las estimaciones de biomasa.

Ecogramas tipo “peces”: Uno de los tipos de ecograma producidos por las rutinas de filtrado desarrolladas para sistemas con dos frecuencias, corresponde a la fracción de energía correspondiente a peces.

Ecogramas “Fluid”: Al igual que los ecogramas “Fish”, es uno de los tipos de ecogramas producidos por las rutinas de filtrado con dos frecuencias, pero corresponde a la fracción de zooplancton

Ecogramas tipo “otros”: Ecograma de ruido acústico de organismos distintos a los grupos de interés (peces, zooplancton).

Ecosonda: Dispositivo que emite y recibe pulsos de energía sonora, mide las diferencias de voltaje y de tiempo de la señal que regresa con respecto a la emitida, los procesa y transforma en matrices de datos que representan la distribución de la energía en una imagen superficie-fondo denominada ecograma.

ESU: Elementary sampling unit (por sus siglas en inglés). Unidad básica de muestreo en una prospección acústica, normalmente corresponde a una distancia recorrida (milla náutica), pero también se puede definir por intervalos de tiempo.

Filtro: Procedimiento matemático que permite diferenciar distintos grupos de reflectores, aprovecha las propiedades acústicas de los organismos para maximizar sus diferencias a través de la combinación de frecuencias.

Haz: El patrón de emisión de un pulso a partir de un transductor.

S_v : Fuerza de retrodispersión por volumen. Es la expresión logarítmica de la suma de la intensidad de los ecos por unidad de volumen, permite definir umbrales para separar grupos de blancos acústicos.

s_A o NASC: Nautical Area Scattering Coefficient. Es el valor de integración de los valores de S_v para un intervalo de profundidad, estandarizado a unidades de área. Esta es la variable utilizada en las estimaciones de biomasa.

Transductor: Parte del equipo acústico que está en contacto con el agua, y que transforma las señales eléctricas en pulsos de presión para emitirlas a la columna de agua, y recibe las señales de retorno (ecos) para transformarlos nuevamente en señales eléctricas.

Valor umbral: Valor de alguna variable asociada a propiedades reflectivas (p. ej.: fuerza de retrodispersión, o S_v) que permite separar fracciones de energía asociadas a diferentes grupos de organismos. En una distribución de frecuencias, se puede identificar como la frecuencia mínima entre dos modas.

1. INTRODUCCIÓN

El Golfo de California destaca por ser una de las regiones marinas más importantes a nivel ecológico, oceanográfico y pesquero de México (Lluch-Cota *et al.*, 2007). Es considerada a nivel mundial como una zona de alta producción biológica (Arreguín-Sanchez *et al.* 2017) con importantes valores de productividad primaria (Álvarez-Borrogo, 2012), lo que soporta una alta riqueza ecológica y pesquera, en términos de diversidad de especies con alto valor económico (Greenberg, 1993a; Aragón-Noriega y Calderón-Aguilera, 2000; Cisneros-Mata, 2001) y biomasa (Mercado-Santana, 2017). Estudiar esta zona es un ejercicio académico complejo, dada la coincidencia de un conjunto de problemas socioeconómicos y ambientales donde destaca el vínculo entre la rentabilidad de las pesquerías explotadas y su impacto sobre la sustentabilidad de los recursos pesqueros (Cisneros-Mata, 2001).

Uno de los recursos ícticos representativos de esta región son los peces pelágicos menores (sardinas, anchovetas, macarelas). Este es un grupo de especies que, por su abundancia y capacidad de formar grandes cardúmenes, han sido considerados especies clave en las interacciones tróficas del ecosistema epipelágico marino. Desarrollan una función ecológica como presas o bien como consumidores de fitoplancton y zooplancton, y regulan los flujos de energía bajo el modelo de control trófico tipo “cintura de avispa” (*wasp waist control ecosystems*) característico de sistemas de surgencias (Bakun, 1996; Cury *et al.*, 2000).

Los peces pelágicos menores son un recurso de alta relevancia económica debido a los grandes volúmenes de pesca capturados a nivel mundial (20 % de la captura total, FAO, 2009) y nacional (47.5 % de la captura, SAGARPA, 2009). Por volumen de captura anual, se encuentra posicionada en el primer lugar de la producción pesquera nacional, en tanto que por valor económico se encuentra entre el cuarto y quinto lugar después del camarón, atún y pulpo (SAGARPA 2009, 2010, 2011, 2012, 2013). De acuerdo con Martínez-Zavala *et al.* (2010) y Nevárez-Martínez *et al.* (2014) su pesquería es multiespecífica, ya que incluye a la

sardina monterrey (*Sardinops sagax*), tres especies de sardina crinuda (*Ophistonema libertate*, *O. bulleri* y *O. medirraastre*), sardina japonesa (*Etrumeus teres*), sardina piña (*Oligoplites* spp.), sardina bocona (*Centengraulis mysticetus*), anchoveta norteña (*Engraulis mordax*) y macarela (*Scomber japonicus*). De estas especies, *Sardinops sagax* compone entre el 50 y 80% de la captura de la pesquería en el Golfo de California (Nevárez-Martínez *et al.*, 1999).

En México, para la temporada 2007-2008, la flota que descarga principalmente en los puertos de Guaymas y Yavaros, Sonora contribuyó con el 70.3 % de la pesca de peces pelágicos menores (Martínez-Zavala *et al.*, 2010), de ahí que sean la base de una planta industrial desarrollada, y representan una fuente de proteínas para el consumo humano directo (como en el caso de la sardina monterrey), o bien, de manera indirecta (Jacob-Cervantes, 2010) como harina para complemento alimenticio de perros y gatos. Los peces pelágicos menores presentan patrones de regionalización espacial interespecíficos (Lanz *et al.*, 2008) y pueden mantener abundancias poblacionales correlacionadas de manera inversa entre especies presumiblemente por interacciones de competencia y depredación (Rodríguez-Sánchez *et al.*, 2002) o bien por cambios debidos a la variación ambiental (Lluch-Cota *et al.*, 2003). Si bien la pesquería de este grupo comprende unas nueve especies, por cuestiones de disponibilidad de información sólo se abordarán dos, la sardina monterrey y la anchoveta norteña.

Sardina Monterrey (*Sardinops sagax* Jenyns 1842)



Figura 1.- Sardina monterrey (fuente: www.fishbase.se)

Esta especie (Fig. 1) se clasifica en la clase Actinopterygii, orden Clupeiformes, familia Clupeidae (Whitehead, 1985). Se trata de una especie costera migratoria. Se distribuye desde el sureste de Alaska hasta Cabo San Lucas, BCS, y en el Golfo de California. En la región de la Corriente de California presenta patrones de desplazamiento hacia el norte entre California y Columbia Británica durante el verano y regreso al sur durante el otoño y el invierno, mientras que en el Golfo de California ocurre desde la porción sur (Felix-Uraga, *et al.* 2004) hasta Puerto Peñasco, Sonora. En la costa occidental de Baja California las primeras capturas comenzaron a mediados de la década de 1940, en la región comprendida entre Ensenada e Isla Cedros y posteriormente hacia Bahía Magdalena, delimitando el área de pesca actual. En el Golfo de California la pesquería de sardina monterrey comenzó a finales de los años sesenta, cuando posterior a un descenso en las capturas de la costa occidental, las flotas pesqueras se dirigieron hacia el Golfo, estableciendo una zona de pesca en la parte central (Lluch-Belda *et al.*, 1986). Las primeras empacadoras se instalaron en Guaymas, Sonora, considerado como el principal puerto pesquero para esta especie (Cisneros-Mata *et al.*, 1995). La zona de captura más relevante en volumen pesquero es la región entre Isla Ángel de la Guarda e Isla Tiburón, y particularmente el canal de Ballenas-Salsipuedes (Sokolov

1974; Cisneros-Mata *et al.* 1987). Esta región tiene alta importancia biológica como centro de dispersión para la especie (Nevárez-Martínez *et al.*, 2006; Martínez-Zavala *et al.*, 2010).

La biología y pesquería de esta especie han sido ampliamente documentadas, destacando los trabajos de Lluch-Belda *et al.* (1986); Hamman *et al.* (1988); Cisneros-Mata (1995); Nevárez-Martínez *et al.* (1999); Lluch-Cota *et al.* (1999); Nevárez-Martínez *et al.* (2001) y Nevárez-Martínez *et al.* (2014). Esta especie puede alcanzar una talla de hasta 41 cm, y una edad de 14 años, aunque Martínez-Porchas (2012) ha reportado que lo más común es encontrar individuos con tallas menores a 30 cm y 5 años de edad. Se alimenta de zooplancton como recurso principal, así como de fitoplancton, mediante filtración y captura de organismos pequeños.

De acuerdo a los intervalos de tolerancia térmica, la sardina que habita dentro del Golfo de California es considerada como parte del stock "cálido", con afinidad por temperaturas entre 19 y 25 °C, así como surgencias moderadas (13-18 m·s⁻¹·10 m de línea de costa) (Nevárez-Martínez *et al.*, 2001; Félix-Uraga *et al.*, 2004). La temporada de desove ocurre desde finales de otoño hasta principios de primavera, principalmente en la región central del Golfo de California y la zona de las islas Tiburón y Ángel de la Guarda (Hamman *et al.*, 1988). Aquí ocurren procesos de enriquecimiento como las corrientes de marea y surgencias costeras forzadas por vientos que generan condiciones favorables para el desove (Sánchez-Velasco *et al.*, 2009; Aceves-Medina *et al.*, 2009). Algunos ejemplares desovan en su primer año, pero la mayoría desova durante el segundo, los huevos son de tipo pelágico (Whitehead, 1985).

Anchoveta norteña (*Engraulis mordax*, Girard 1854)



Figura 2.- Anchoveta norteña (fuente:www.fishbiosystem.ru)

Engraulis mordax (Fig. 2) pertenece a la clase Actinopterygii, orden Clupeiformes, familia Engraulidae. Los adultos de esta especie llegan a alcanzar una longitud total de 24.8 cm y alrededor de 20.5 cm de longitud estándar, aunque el valor más frecuente es entre 12 y 14 cm, longitud alcanzada entre los 2 y 3 años. Son, junto con la sardina monterrey, grandes formadoras de cardúmenes, con estimaciones de hasta 10 millones de individuos por agregación (Whitehead, 1985).

E. mordax no es, en sentido estricto, una especie nativa del Golfo de California. El límite norte de su distribución se encuentra en la Isla de Vancouver, en tanto que el límite sur lo constituye el Golfo de California (Miller y Lea, 1972; Lluch-Belda *et al.*, 1995). Sin embargo, en el Golfo, su presencia ha ocurrido de manera alternada. Green-Ruiz y Aguirre-Medina (1990, citado en Cotero-Altamirano y Green-Ruiz, 1997) señalan que los primeros registros de larvas en el Golfo de California datan de 1985, a la par que se produjo un descenso en los stocks de sardina (Cisneros-Mata *et al.*, 1991). La región de mayor desove ha sido tradicionalmente la región de las Grandes Islas en el norte, y la zona de Guaymas en la porción central (Cotero-Altamirano y Green-Ruiz, 1997).

Whitehead *et al.* (1988) reportaron que la anchoveta es una especie que se distribuye con mayor abundancia dentro de los primeros 30 km a partir de la línea de costa, aunque ha habido registros de organismos hasta 480 km mar adentro. La profundidad máxima registrada es de 219 m. Sobre sus hábitos alimenticios, es una especie principalmente zooplanctófaga (Loukashkin, 1970). Los eufáusidos, copépodos, larvas de braquiuros, larvas de moluscos, misidáceos, poliquetos, anfípodos y cladóceros son sus principales presas, aunque también se encuentran diatomeas, dinoflagelados, radiolarios, silicoflagelados y tintínidos (López-Martínez *et al.*, 1999). La filtración y captura de presas individuales son sus principales estrategias tróficas. Esta especie tiene comportamiento nictimeral, con dispersión y ascenso hacia las capas superficiales durante la noche. El desove ocurre a diferentes distancias de la costa durante todo el año, pero principalmente en invierno y principios de primavera. Las temperaturas donde se ha observado mayor intensidad de desove están entre 10 y 23 °C en estratos superficiales, principalmente durante la noche (de las 20:00 a las 04:00 h) (Hunter y Goldberg, 1980).

El problema de la variabilidad pesquera

Las capturas de sardina monterrey han presentado una tendencia general hacia un incremento en los últimos 20 años, con oscilaciones cuya duración aproximada es de 3-4 años, a caídas en las capturas, con duración de 2-3 años. El máximo fue alcanzado en la temporada 2008-2009, con 550,000 t, para decaer abruptamente a 100,000 t, y a menos de 10,000 t en la temporada 2013, actualmente se han incrementado nuevamente. Las capturas de anchoveta han mantenido una captura baja, menor a 20,000 t, con la excepción de la temporada 2005-2006, donde se alcanzó un valor cercano a las 50,000 t, y al periodo 2010-2012, donde se alcanzaron valores mayores a 10,000 t, para las temporadas 2013-2016 las capturas han disminuido, para incrementarse nuevamente en 2016 (Fig. 3).

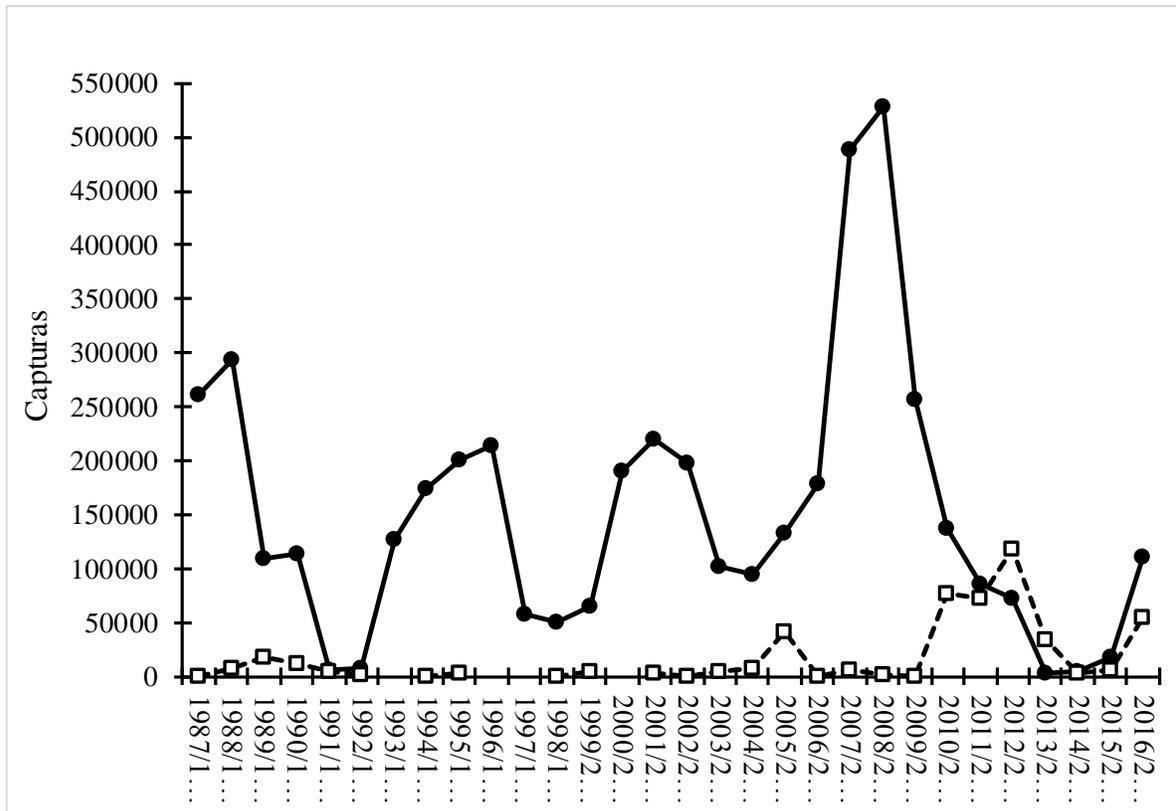


Figura 3. Variación interanual de las capturas (peso desembarcado) de *Sardinops sagax* (círculos negros) y *Engraulis mordax* (cuadros blancos) para el período 1987-2016 en el Golfo de California (Fuente: Nevárez-Martínez, com. pers.)

Uno de los efectos colaterales ha sido la intrusión y aumento paulatino de especies con afinidad tropical, como la sardina crinuda (Lluch-Belda *et al.*, 1986) o de aguas templado-frías como la anchoveta norteña (Cisneros-Mata *et al.*, 1991). En años recientes, las capturas de la pesquería de pelágicos menores en el Golfo de California han estado dominadas por la sardina crinuda (50 %) y la sardina bocona (30 %) (Nevárez-Martínez *et al.*, 2015).

Dado su alto valor proteínico, la sardina monterrey, sardina crinuda y macarela se han destinado al consumo humano bajo la forma de productos enlatados y congelados (15 % de las descargas). Sin embargo, el uso principal (85 % de las descargas) es para complemento en los alimentos balanceados de aves de corral y la industria porcina (Cisneros-Mata, *et al.*, 1991; SAGARPA, 2001, 2008; Nevárez-Martínez *et al.*, 2014). El instrumento legal que regula la pesquería es la

Norma Oficial Mexicana 003-PESC-1993 (DOF 1993). En ella se establece que la talla mínima de captura es de 150 mm para sardina monterrey, 160 mm para sardina crinuda, y de 100 mm para anchoveta, que el arte de pesca empleado es la red de cerco y cuya longitud puede variar entre 366 y 640 m, dependiendo de la capacidad de bodega del barco (80 – 200 t).

Los stocks de *E. mordax* y *S. sagax* han presentado alternancia entre sus abundancias máximas, este tipo de fluctuaciones a gran escala, ha sido observada en la mayoría de las regiones de surgencia en el mundo, y tiene implicaciones directas en el manejo de pesquerías (Lindegren *et al.* 2013). La evidencia en sedimentos indica que este comportamiento ocurre desde hace por lo menos 250 años (Holmgren-Urba & Baumgartner 1993). Esta alternancia entre especies ha sido denominada como el problema del régimen, el cual se ha asociado a cambios ambientales a escala global, magnificados por el efecto de la sobreexplotación (Blaxter, 1982, Lluch-Belda *et al.*, 1989). Rodríguez-Sánchez *et al.* (2002) mencionaron que el patrón espacial de abundancia de *E. mordax* parece estar más relacionado con la variación en la población de sardina, que con factores ambientales y sobrepesca.

Lo anterior resalta la importancia que este grupo de especies posee, y que puede ser analizada desde varios ámbitos. Así, es de conocimiento común que el enfoque tradicional basado en el rendimiento máximo sostenible (MSY, por sus siglas en inglés) ha llevado al problema del colapso de los stocks sometidos a explotación intensa (Larkin, 1977). Esto afecta particularmente a especies características de ambientes fluctuantes, como las regiones de surgencias, cuando son sometidas a perturbaciones climáticas intensas. Lo anterior genera un fuerte impacto en la dinámica del ecosistema como ocurrió con el evento ENSO de 1997-98, resultando en oscilaciones drásticas de las capturas (Lluch-Cota *et al.*, 2007), del cual el caso de *S. sagax* es un ejemplo representativo (Cisneros-Mata, *et al.*, 1995).

Esto ha llevado al replanteamiento de los enfoques de explotación tradicionales y el desarrollo de estrategias de manejo basadas en nuevos

paradigmas para aprovechar los recursos vivos marinos considerados como parte de sistemas ecológicos complejos. Así, el reto es realizar su explotación sustentable aún en condiciones ambientales naturalmente variables (Freón *et al.*, 2005). Esto resulta especialmente importante para regiones como el Golfo de California, dado que ocurre una fuerte actividad pesquera en regiones de alta riqueza de peces pelágicos menores. En este contexto, el concepto de manejo ecosistémico de pesquerías (EBFM por sus siglas en inglés) (Pikitch *et al.*, 2004) responde a las necesidades planteadas por estas especies. Este enfoque propone un marco sintético bajo la perspectiva de los modelos ecosistémicos, donde los patrones espaciales, los procesos que ocurren a nivel de ecosistema y su efecto en las pesquerías desempeñan un papel principal (Bakun *et al.*, 2010). En ecosistemas de surgencias, los peces pelágicos menores y el zooplancton son actores centrales, dado que conforman grupos funcionales de relevancia ecosistémica (Palomera *et al.*, 2007), y son la base de modelos tróficos para este tipo de ambientes (Cury *et al.*, 2000). La sardina monterrey soporta grandes volúmenes pesqueros (Nevárez-Martínez *et al.*, 2001; Nevárez-Martínez *et al.*, 2003; Jacob-Cervantes, 2010) por lo cual se considera en un status de máximo aprovechamiento (Arreguín-Sánchez & Arcos-Huitrón, 2011).

Técnicas de prospección acústica

La aplicación del EBFM requiere de la implementación de técnicas que permitan evaluar de forma rápida, precisa y eficiente la biomasa, distribución y abundancia de diferentes grupos funcionales o ensambles de especies pelágicas. Las estimaciones de biomasa obtenidas pueden ser utilizadas en modelos tróficos más complejos. En este contexto, el empleo de técnicas de prospección acústica, vía la utilización de sonares y ecosondas científicas, representa un campo de investigación con un probado éxito para la evaluación de estos recursos, y tienen una amplia trayectoria en investigaciones pesqueras y de evaluación de recursos pelágicos marinos (Fernandes *et al.*, 2002).

Con respecto a otros métodos de evaluación, los métodos hidroacústicos ofrecen una serie de ventajas en términos de mayor precisión y rapidez en la evaluación de la densidad de organismos, costo de operación relativamente bajo (una vez adquirido el equipo), información en tiempo real sobre la biomasa, distribución y abundancia de peces e invertebrados; migraciones verticales y horizontales. Además permite inferir el grado de agregación de los cardúmenes y enjambres de zooplancton, y cuantificar la distribución de organismos a lo largo de escalas amplias espaciales durante el día y la noche (Burczynsky, 1982; Sameoto, 1980). A partir de las propiedades reflectivas de los organismos cuando son insonificados y de las agregaciones que forman, se han desarrollado una serie de protocolos de análisis de datos que permiten determinar la posición, extensión, profundidad, densidad y composición de los blancos acústicos del recurso pesquero analizado. Estas técnicas han tenido una amplia trayectoria en investigaciones pesqueras y evaluación de recursos pelágicos marinos (Fernandes *et al.*, 2002). Actualmente son reconocidas como una herramienta útil para el manejo ecosistémico de pesquerías (Bertrand *et al.*, 2003; Koslow, 2009; Trenkel *et al.*, 2011; Ballón *et al.*, 2011), desarrollando incluso conceptos como *Marine Ecosystem Acoustics*, que involucran la cuantificación acústica de diferentes componentes del ecosistema (Godø, 2014).

Es clara la serie de ventajas que para los especialistas en acústica pesquera y oceanografía biológica ofrece la información obtenida de este tipo de prospecciones. No obstante, existen problemas en cuanto a la posibilidad de establecer la relación “un eco - una especie”, dada la amplia variedad de organismos que contribuyen simultáneamente con ecos a la señal de retorno (Fablet *et al.*, 2009). Además existe una baja capacidad de resolver blancos acústicos cerca del fondo o cerca de la superficie (efecto de la “zona muerta” y del “campo cercano”, respectivamente, Mitson, 1982; Totland *et al.*, 2009). Para realizar una identificación razonablemente precisa del (los) organismo(s) objeto de estudio, es necesario descomponer la información de la señal acústica de retorno de manera que sea posible separar la fracción de energía que caracteriza al grupo de interés. Con esta información se

pueden obtener distribuciones modales de valores de reflectividad (para el caso de estimaciones de biomasa, se utiliza la fuerza de retrodispersión de volumen o S_v , descrita en MacLennan *et al.*, 2002) con las cuales se puedan identificar los picos y las zonas de traslape para datos obtenidos a partir de agregaciones características. Es importante definir un umbral que permita separar las fracciones de distintos grupos de organismos en la columna de agua, ya que una correcta segmentación de las señales acústicas y su correspondencia posterior con grupos funcionales, permitirá estimar de manera más precisa la biomasa, abundancia o intervalos de talla de la(s) especie(s) ecoidentificada(s) (Bertrand *et al.*, 1999). Lo anterior nos lleva hacia uno de los problemas metodológicos fundamentales en el análisis acústico, y es el de determinar con la mayor precisión posible cuál es el umbral de energía que permite separar, en una distribución general de datos, las fracciones asociadas a los grupos de organismos estudiados.

¿De qué depende la selección del umbral? En gran parte de las propiedades reflectivas de las especies o grupos funcionales considerados, los cuales, en los criterios utilizados para las rutinas de filtrado, son definidos como “peces” y “no peces” (usualmente zooplancton). Para sistemas multifrecuencia, se aprovechan los modelos teóricos de dispersión acústica estimados para cada grupo, y con ello desarrollar criterios de clasificación acústica en función de las frecuencias utilizadas. Estas diferencias han sido caracterizadas por Korneliussen y Ona (2003), quienes han clasificado a los peces y el zooplancton con base en los patrones reflectivos de respuesta frecuencial relativa ($r_{(f)} = S_v(f) / S_{v(38\text{kHz})}$). Los patrones identificados se muestran en el siguiente esquema (Fig. 4).

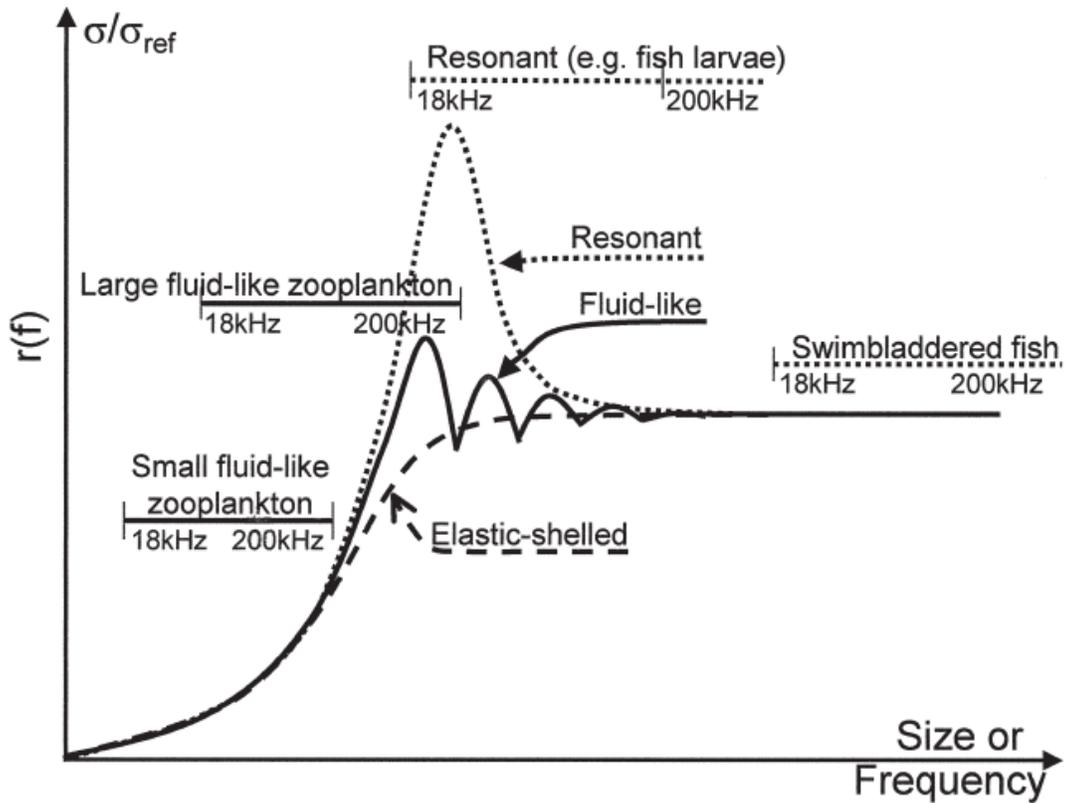


Figura 4. Esquema de la variación de la respuesta frecuencial relativa $r(f)$ para diferentes grupos biológicos en relación con la frecuencia (tomado de Korneliusen & Ona, 2003).

Para sistemas unifrecuencia, la problemática es diferente al no contar con una frecuencia de referencia, lo cual no permite maximizar los contrastes de cada grupo de organismos. En muchos casos, la selección de un umbral de ecointegración adecuado depende más de la experiencia subjetiva del investigador, que de un procedimiento objetivo estandarizado (Eckmann, 1998).

La mayoría de la literatura revisada reporta los valores de S_v , establecidos como umbral. Sin embargo, el proceso que llevó a la selección de dichos valores es omitido. Algunos autores reconocen que el umbral fue seleccionado de manera empírica o bien, basado en observaciones de campo, sin proporcionar mayores explicaciones. En solución a esto, se han desarrollado métodos cuantitativos para determinar el valor umbral para diferenciar grupos de organismos, a manera de filtro. Un procedimiento empírico, descrito por Eckmann (1988), consiste en obtener, para

una especie determinada de peces, y otros organismos no analizados (p. ej. zooplancton asociado a capas de dispersión) los valores del coeficiente de retrodispersión por área náutica (s_A) obtenidos en la ecointegración, para una serie de valores de S_v . Los valores de s_A total (ecointegrando peces y zooplancton) y s_A únicamente de peces, son graficados contra los valores de S_v , y el umbral es determinado cuando los valores de s_A del grupo objetivo comienzan a disminuir.

Una variación de este método, publicada por Jech y Michaels (2006) utiliza el valor del s_A promediado sobre varios intervalos del ecograma (0.5 m) y normalizados con respecto al valor promedio más alto de s_A . Estos autores compararon el valor de s_A ecointegrado para la columna de agua, con respecto a otros obtenidos en segmentos del ecograma asociados con agregaciones de arenque. Otro método involucra el valor mínimo de fuerza de blanco (TS) para una especie objetivo. En este método, el valor de S_v de los blancos más pequeños es excluido, lo que lleva a un umbral de S_v dependiente de la profundidad. El valor mínimo de TS puede derivarse de mediciones *in situ* (Gastauer *et al.*, 2016), distribuciones *ex situ*, o modelos teóricos.

La característica general de estos métodos es que resuelven de manera práctica la separación entre ecos asociados a peces y otros organismos. Sin embargo, uno de los problemas derivados de la aplicación de estos métodos es precisamente su carácter empírico, con lo cual la variabilidad asociada en los umbrales puede ser muy alta, ya que para una misma frecuencia, pueden existir diferencias de varias decibeles dependiendo del autor, lo que puede generar lecturas muy diferentes en las estimaciones de biomasa posteriores, e inducir un efecto negativo en las estrategias de manejo.

Finalmente, esta información, junto con los metadatos correspondientes (coordenadas, orientación, hora) incrementan el número de variables que pueden ser extraídas y analizadas a partir del ecograma, con lo que es posible construir escenarios más completos sobre la distribución de los organismos en la columna de agua, de manera que sea viable caracterizar y eventualmente modelar su

comportamiento con el menor error de estimación posible. Cuando la información acústica es acoplada con información biológica de los lances de pesca, principalmente captura total, composición de las capturas, y distribución por tallas, es posible establecer la correspondencia entre una especie o grupos de especies con estructuras detectadas en el ecograma, inclusive con niveles de precisión del 98 % (Scalabrin *et al.*, 1996).

Lo anterior pone de relevancia la necesidad de abordar y proponer, con enfoques modernos, soluciones a las preguntas clásicas sobre disponibilidad de recursos, ofrecer estimaciones de la cantidad y distribución geográfica de peces pelágicos menores basadas en técnicas que, como los métodos acústicos lo han probado, son altamente eficientes en la evaluación de recursos vivos acuáticos; a resolver problemas inherentes a la aplicación de estos métodos, mediante el desarrollo de procedimientos objetivos que contribuyan a reducir la incertidumbre y realizar estimaciones acústicas más precisas de la biomasa de este recurso considerado como uno de los más importantes de la región, y a entender cómo las condiciones hidrográficas pueden ejercer un efecto en la distribución espacial y en la variación interanual. Por ello, esta Tesis está enfocada a proporcionar respuestas sobre estos puntos; para tal efecto, se estructuró de la siguiente forma:

En la sección de antecedentes se presenta un resumen de la importancia de la acústica pesquera en la evaluación de recursos vivos marinos, de las principales investigaciones realizadas con el tema de estudio, enfocadas a la aplicación de métodos acústicos de una y dos frecuencias para estimaciones de biomasa y abundancia, al desarrollo de estos métodos en México en general, y en el noroeste mexicano en particular.

En material y métodos se abordarán las operaciones de campo, tanto el diseño de muestreo como los protocolos utilizados en la obtención de datos biológicos, las características de los equipos acústicos utilizados y las especificaciones de su operación, el planteamiento teórico y desarrollo de los algoritmos para separar las señales acústicas con sistemas de una frecuencia, y la

adaptación del algoritmo para filtrado de datos aplicado a dos frecuencias, así como los procedimientos desarrollados para la estimación de la biomasa, y la caracterización de las relaciones ambientales mediante el análisis de imágenes satelitales de temperatura superficial del mar y productividad primaria neta.

En la sección de resultados, se presentan los umbrales calculados tanto con el algoritmo desarrollado en este trabajo para datos obtenidos con una frecuencia, y con el algoritmo adaptado para prospecciones de dos frecuencias. La composición de las capturas por campaña, la cual refleja diferencias importantes entre regiones, con una mayor riqueza de especies en la costa de Sonora y la distribución por tallas de las especies objetivo. La distribución geográfica y la variación interanual de la biomasa para *S. sagax* y *E. mordax* estandarizada en regiones de muestreo, la cual, para este trabajo, es considerablemente menor a lo reportado por otros autores, y se concentró en la región de las Grandes Islas, y en la costa oriental de la península, particularmente en la porción centro-sur, además de presentar una alternancia entre especies-año; finalmente, la relación que estas especies tienen con la temperatura superficial del mar y productividad primaria, donde la mayor cantidad de valores de biomasa relativa para ambas especies se asocia con valores bajos de productividad primaria y temperaturas superficiales medias.

En la discusión se abordan los alcances del método acústico empleado, la validez del umbral comparado con lo reportado por otros autores, la interpretación ecológica de las relaciones entre la biomasa acústica con las variables hidrográficas consideradas, el escenario hidrográfico para la región, y la diferencia entre los resultados observados con la hipótesis de trabajo planteada. Finalmente, en la conclusión se presenta el umbral acústico estimado, la variación geográfica e interanual de la biomasa por especie y el posible escenario ecológico derivado del análisis de los resultados obtenidos.

ANTECEDENTES

Dentro de los métodos para evaluar recursos vivos marinos, la acústica pesquera es uno de los que ha experimentado mayor investigación y desarrollo, tanto en la aplicación de los principios teóricos del comportamiento del sonido en el medio acuático, como en el desarrollo de equipos de barrido acústico y programas informáticos especializados. Fernandes *et al.* (2002) mencionan que durante el Renacimiento, Leonardo Da Vinci hizo las primeras observaciones del comportamiento del sonido en el agua. A principios del siglo XX se iniciaron los estudios formales sobre acústica y oceanografía, particularmente para la detección de icebergs y posteriormente de submarinos durante la Primera y Segunda Guerra Mundial (MacLennan & Simmonds 1992). Un avance importante fue la invención del transductor piezoeléctrico por Langevin en 1917.

Mucho se ha avanzado desde los trabajos pioneros de Kimura en 1929 sobre la ecodetección de peces y de Wood en 1935 (en MacLennan & Simmonds, 1992) con la invención de la ecosonda con capacidad de registro de datos. A partir de este período y hasta la actualidad, la contribución del Consejo Internacional para la Exploración del Mar (ICES, por sus siglas en inglés) en la investigación sobre acústica pesquera ha sido fundamental, desde la publicación de los primeros ecogramas y su aplicación para caracterizar la distribución del arenque. Posterior a la Segunda Guerra Mundial, la acústica se aplicó extensivamente en pesquerías, biología marina y estudios sobre zooplancton. MacLennan & Holliday (1996) presentaron una extensa recapitulación sobre el desarrollo de las principales técnicas de análisis (ecoconteo y eointegración) a partir de la década de los sesenta y cómo han evolucionado tomando como referencia las conferencias y simposios llevados a cabo por el ICES. Algunos de los principales avances en teoría acústica destacados por dichos autores son el principio de linealidad de Foote; métodos de calibración de las ecosondas científicas y perfeccionamiento de los equipos acústicos (modos *dual beam* y *split beam*). Además se ha avanzado considerablemente en investigaciones de las propiedades reflectivas de los peces y del zooplancton, particularmente la

fuerza de blanco (Love, 1971; Nakken & Olsen, 1977) y la fuerza de retrodispersión por volumen (Bary, 1966; Sameoto, 1982). Actualmente, el método de calibración de sistemas hidroacústicos basados en esferas con propiedades reflectivas conocidas es una rutina estandarizada (MacLennan & Holliday, 1996). Fernandes (2002) reportó el estado del arte en investigaciones acústicas de sistemas multifrecuencia que han desempeñado un papel clave en el presente y futuro de las prospecciones acústicas. Otra recopilación sobre investigaciones acústicas es la realizada por Trenkel *et al.* (2009) en el Golfo de Vizcaya.

La estimación de la biomasa de los organismos insonificados a partir de la energía que reflejan es uno de los objetivos centrales de la acústica pesquera, y ha dado origen a una abundante literatura especializada. Dalen *et al.* (1976) estimaron la biomasa acústica del capelín (*Mallotus villosus*) con frecuencias de 38 y 120 kHz. Johannesson & Mitson (1983) recopilaron procedimientos del mismo tema, siendo algunas de las primeras aproximaciones a la estimación de biomasa de especies explotadas comercialmente. La determinación objetiva y cuantitativa del umbral de energía acústica que permita reducir el aporte del ruido en la intensidad del eco, y su efecto en la separación de las señales de diferentes grupos de organismos, es una línea de investigación relevante para realizar estimaciones acústicas de biomasa que ha sido tratada por Forbes & Nakken (1972), Burczynski (1982), Aglen (1983) y Nunnalle (1990) con transductores de 38 kHz (la cual es la frecuencia más utilizada en investigaciones de peces).

Aplicación de métodos multifrecuencia

La aplicación de métodos multifrecuencia para la clasificación de organismos es una técnica conocida desde 1949 (Fernandes *et al.*, 2002), y desarrollada en los años 70 para el estudio del zooplancton (Greenlaw, 1977, 1979). Kirkegaard & Lassen (1990) son algunos de los primeros autores que utilizan las frecuencias de 38 y 120 kHz para analizar su relación en la clasificación de blancos de origen biológico. Mitson *et al.* (1996) realizaron estimaciones *in situ* del biovolumen de eufáusidos,

mediante algoritmos basados en la proporción de los valores de la sección acústica transversal calculada para dos frecuencias. Sobre las principales técnicas multifrecuencia para separar las fracciones de energía asociadas a diferentes grupos de organismos destacan el trabajo de Holliday (1977b) sobre la aplicación del “enfoque inverso”, que predice las propiedades del organismo basado en las características de la señal acústica que refleja (Martin *et al.*, 1996). También la diferencia de la fuerza de retrodispersión por volumen, o $\Delta MVBS$, entre frecuencias, desarrollado por Madureira *et al.* (1993), que permite separar las señales de peces y zooplancton con registros obtenidos a 38 y 120 kHz (Kang *et al.*, 2002). Este ha sido el principal criterio para diferenciar entre la distribución de peces y eufáusidos (Fielding *et al.*, 2012) y clasificar las señales acústicas de peces pelágicos menores en el Mediterráneo (D’Elia *et al.*, 2014). Mediante esta técnica se puede diferenciar, mediante una función de densidad de probabilidad, las señales acústicas de arenque y zooplancton utilizando el $\Delta MVBS$ calculado a partir de las diferencias entre las frecuencias de 120-38 y 200-38 kHz (Sato *et al.*, 2015). Un aporte importante lo realizaron Korneliussen & Ona (2003) desarrollando un método para clasificar ecos de señales acústicas de zooplancton y bacalao (*Gadus morhua*), arenque (*Clupea harengus*) y capelin (*Mallotus villosus*) basados en la generación de ecogramas sintéticos, resultantes de combinar las frecuencias de 38 y 120 kHz.

Fernandes (2006) y Ballón (2010) desarrollaron un procedimiento de filtrado que utiliza la diferencia en la variabilidad de la respuesta frecuencial relativa $r(f)$ entre frecuencias de 38 y 120 kHz para aumentar el contraste entre peces y zooplancton. Esto permite estimar un umbral mediante una máscara booleana. Esta técnica, de uso común en el procesamiento de imágenes digitales, que consiste en multiplicar dos matrices de dimensiones iguales, una de ellas con los valores originales, y la otra como una matriz binaria, donde el arreglo de unos y ceros se estructura de acuerdo a una serie de operadores lógicos preestablecidos de manera que para una celda dada, cuyo valor de pixel cumpla con un criterio condicional, su equivalente en la matriz binaria es uno, y en caso contrario sea multiplicado por cero. El resultado es una tercera matriz donde los valores observados son los valores de la matriz original

que cumplieron los criterios preestablecido, y por lo tanto fueron multiplicados por uno, y una región, generalmente sombreada, que representa la multiplicación de los valores excluidos de la condición por ceros. En este caso las matrices corresponden a los valores de S_v representados en el ecograma, de manera que si los valores de S_v de la matriz original cumplen cierta condición numérica son multiplicados por 1, y en caso contrario por 0. Esta rutina ha demostrado una alta efectividad en la separación de blancos acústicos. Ballón *et al.* (2011) estimó la biomasa de zooplancton en el sistema de la Corriente de Humboldt y Lezama-Ochoa *et al.* (2011) separaron las fracciones de energía asociadas a macrozooplancton y peces pelágicos menores en el Golfo de Vizcaya.

En la región noroeste de México, los primeros trabajos sobre la aplicación de técnicas acústicas para el estudio de las poblaciones de peces se desarrollaron en la década de los años 70 mediante sonares para la evaluación de biomasa de peces pelágicos menores (Melcer *et al.*, 1976) y mediante el análisis de la relación entre el rango y la reflectividad acústica (Melcer & Cota, 1976). Posteriormente, se retomaron las investigaciones sobre ecología de peces pelágicos menores, trabajando con datos obtenidos con una ecosonda SIMRAD EY-200 de haz sencillo de 200 kHz, enfocadas en la caracterización de los patrones de migración vertical y horizontal de *Engraulis mordax* (Robinson *et al.*, 1995). Posteriormente, con una ecosonda SIMRAD EY-500 haz dividido de 120 kHz se realizó un estudio sobre la relación entre concentración de clorofila "a" y la abundancia de *E. mordax* en zonas de frentes por surgencias (Robinson, 2004), así como para evaluar la abundancia y movimientos de sardina monterrey con relación a las corrientes de marea en Bahía Magdalena (Robinson *et al.*, 2007).

A diferencia de la costa occidental, en el Golfo de California, los trabajos acústicos referentes a la estimación de biomasa de peces pelágicos menores (y de hidroacústica en general) son sustancialmente menores. González-Chávez *et al.* (2004) realizan el primer trabajo sobre acústica pesquera reportado en la región y abordan la relación entre formas acústicas y cardúmenes de especies caracterizadas en ecogramas registrados con una ecosonda SIMRAD EY-200, y un transductor de

200 kHz. Posteriormente Domínguez-Contreras *et al.* (2012) utilizando una ecosonda SIMRAD EY-60 de 120 kHz de haz dividido, realizan el primer intento de estimación explícita de biomasa de peces pelágicos menores en general por área de prospección hidroacústica en el Golfo de California (1.92×10^6 t en un área de 80,000 km²), y caracterizan su relación con la temperatura superficial del mar.

La literatura sobre producción primaria en el Golfo de California es abundante. Destacan los trabajos de Álvarez-Borrego & Lara-Lara (1991) sobre el entorno físico y productividad primaria, el estudio de Espinosa-Carreón & Valdez-Holguín (2007) sobre variabilidad interanual de clorofila, el estudio realizado por Valdez-Holguín & Lara-Lara (1987) sobre productividad primaria del Golfo de California durante el Niño de 1982-83. La regionalización del Golfo de California basada en los patrones de productividad, propuesta por Santamaría del Ángel *et al.* (1994a). Gaxiola-Castro *et al.* (1995) realizan un análisis de la distribución espacial de clorofila “a” y productividad primaria durante el invierno, y reportan que en la región de las grandes islas prevalecen condiciones de baja estratificación, bajas temperaturas, altas concentraciones de clorofila “a” superficial y bajos valores de productividad primaria, concluyen que las regiones de baja turbulencia favorecen el crecimiento de fitoplancton en la región centro-sur del Golfo, en tanto que en la región de las islas la baja productividad puede deberse a condiciones de alta turbulencia. Lavin *et al.* (1995) identificaron y describieron las masas de agua y nutrientes en el Golfo durante el invierno, señalando que la formación de agua de fondo, ocurre en esta temporada. Hidalgo-González & Álvarez Borrego (2001) caracterizaron la producción primaria total y producción nueva, en dos temporadas climáticas (fría: diciembre a mayo; cálida: julio a octubre) a partir del análisis de concentraciones de clorofila obtenidas de imágenes mensuales del sensor SeaWiFS, reportan que las concentraciones máximas ocurren en la región de las grandes islas y la parte norte del Golfo, para la temporada fría.

Esta tendencia es confirmada por Espinosa–Carreón & Valdez-Holguín (2007), quienes identifican tres zonas en términos de concentración de clorofila: una zona oligotrófica (boca del Golfo), mesotrófica (parte central), y eutrófica (región costera y parte norte del Golfo, incluida la región de las grandes islas) utilizando metodologías similares. Kahru *et al.* (2004) realizan un estudio sobre la variabilidad de las propiedades ópticas del Golfo durante el ENSO. Cervantes-Duarte (2005) realizó un modelo estacional de producción primaria mediante métodos de fluorescencia natural en una región costera del Golfo de California. Recientemente, el estudio de Escalante *et al.* (2013) aborda la variación de temperatura superficial del mar, clorofila *a* y productividad primaria a diferentes escalas espaciales y temporales, y se encontró que en la región de las grandes islas, la producción primaria fue la más alta, y similar entre las temporadas de invierno y verano.

Finalmente, desde 2008 se inició una colaboración entre El Centro Regional de Investigaciones Pesqueras Unidad Guaymas (CRIP-GUAYMAS) dependiente del INAPESCA, y el Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR) con el objetivo de implementar un programa de investigaciones acústicas en el Golfo de California, enfocado al estudio de peces pelágicos menores y la estimación de biomasa de sardina monterrey en diferentes regiones del Golfo de California con sistemas acústicos de una y dos frecuencias. Algunos resultados preliminares sobre prospecciones realizadas con una ecosonda SIMRAD, con transductores de haz dividido de 38 y 120 kHz en la porción central del Golfo, reportaron durante el período 2008-2013, valores iniciales cercanos a 3.5×10^6 t, un descenso drástico (5×10^5 t) y recuperación posterior (1.5×10^6 t) (Nevárez-Martínez *et al.*, 2013) Resultados sobre la estimación de biomasa han sido presentados en foros de investigación sobre pesquerías de peces pelágicos menores. Esta Tesis se enmarca bajo dicha colaboración.

JUSTIFICACIÓN

El Golfo de California destaca por ser una región de gran interés económico, pesquero y ecológico, dada la variedad de especies sujetas a explotación, los volúmenes de captura que pueden alcanzar en una temporada y las rápidas oscilaciones poblacionales a las que están sujetas. Por ello, representa un área natural para la implementación de enfoques y técnicas modernas orientadas al manejo de recursos vivos marinos, que han tenido éxito en otros países como Noruega, principalmente en prospecciones realizadas en fiordos, aunque con menor riqueza específica. Si bien ha existido un esfuerzo de investigación sostenido para implementar los métodos acústicos como parte rutinaria de las evaluaciones del stock de especies de importancia comercial (caso de la sardina monterrey), aún falta resolver varias cuestiones técnicas esenciales derivadas de utilizar una o dos frecuencias, concretamente en la selección de un valor umbral mínimo de eointegración, así como en la aplicación de métodos basados en la combinación de frecuencias que permitan maximizar y separar las señales acústicas características de los peces pelágicos menores de importancia comercial, como sardinas y anchovetas, de otros grupos biológicos, como zooplancton, y en la implementación de rutinas de análisis de datos. Por ello, esta Tesis se enfoca en resolver estos problemas, mediante su aplicación a casos de estudio específicos, para optimizar evaluaciones de biomasa eficiente.

HIPÓTESIS

Ha sido documentado que en el Golfo de California la distribución espacial y temporal de la biomasa de peces pelágicos menores, particularmente sardina monterrey, *Sardinops sagax*, y anchoveta norteña, *Engraulis mordax*, depende fuertemente de las condiciones hidrográficas asociadas a surgencias, en especial temperatura superficial del mar y productividad primaria, de manera que existe una selectividad de hábitat de estas especies donde dichas las condiciones de surgencia son más intensas. Es también posible identificar los patrones de distribución

geográfica de estas especies a través de registros acústicos, e indirectamente cuantificar su biomasa, de manera que puede compararse con la presencia y ubicación de eventos de surgencia, y determinar su afinidad espacial. Por ello, durante el período 2010-2013, se espera encontrar una relación positiva entre la biomasa acústica de estas especies con zonas de alta productividad, así como una relación inversa con la temperatura superficial del mar. Asimismo, y basado en la alternancia en la dominancia numérica de estas especies en el ecosistema pelágico a través del tiempo, se espera encontrar una alternancia entre los valores de biomasa obtenidos entre temporadas y áreas de pesca.

OBJETIVOS

Objetivo general

Estimar la biomasa de *Sardinops sagax* y *Engraulis mordax* en el Golfo de California durante la primavera de 2010 a 2013, mediante el análisis de prospecciones acústicas realizadas con sistemas de una (38 kHz) y dos frecuencias (38 y 120 kHz), y la aplicación de procedimientos de filtrado acústico, y caracterizar la existencia de patrones de distribución geográfica asociados a condiciones hidrográficas indicadoras de surgencias, a través del análisis de imágenes satelitales.

Objetivos específicos

- Determinar, para datos adquiridos en 38 kHz, el valor umbral de ecointegración óptimo de la fuerza de retro-dispersión por volumen (S_v) obtenida a partir de agregaciones de peces pelágicos menores.
- Adaptar y aplicar un procedimiento de filtrado bi-frecuencia para separar las fracciones de energía retrodispersada asociada a peces pelágicos menores y al zooplancton en las campañas de prospección pesquera de 2012 y 2013.

- Estimar la biomasa de *S. sagax* y *E. mordax* a partir del umbral óptimo de ecointegración para las cuatro campañas y a partir de ecogramas filtrados para 2012 y 2013, comparando los resultados para estos dos años.
- Comparar la distribución geográfica de la biomasa acústica (s_A) de *S. sagax* y *E. mordax* entre temporadas.
- Determinar la relación entre la variación de la biomasa acústica de *S. sagax* y *E. mordax* con la distribución espacial de la temperatura superficial del mar (TSM) y la productividad primaria neta (PPN) para el período estudiado.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El Golfo de California se ubica en la región noroeste de México, bordeado por la península de Baja California en su porción oeste y por los estados de Sonora y Sinaloa al este (Fig. 5). Está delimitado por un polígono cuyos vértices son, al norte, la región del delta del río Colorado, (31° 39' N, 109° 52' W); al sur, del lado peninsular, Cabo San Lucas, B.C.S. (22° 48' N, 109° 52' W) y del lado del macizo continental, Cabo Corrientes, Jalisco (20° 24' N, 105° 41' W) (Álvarez-Borrego, 1983). En la porción de la península el litoral es principalmente de tipo rocoso, con algunas playas arenosas, y una plataforma continental estrecha con pendientes de fondo mayores a 20° que alcanza rápidamente profundidades superiores a 1500 m. En contraste, el litoral continental se caracteriza por tener playas arenosas extensas, sistemas de lagunas costeras, bahías abiertas de tipo lodoso, una plataforma continental extensa con pendientes entre 10 - 15°, y aportes de agua dulce (Álvarez-Borrego, 1983; Lonsdale, 1989; Lluch-Cota *et al.*, 2007).

Topográficamente se considera como un mar semi-cerrado, de tipo subtropical (Sánchez- Velasco *et al.*, 2009), con una longitud aproximada de 1130 km hasta la boca, y 80-209 km de ancho (Lluch-Cota *et al.*, 2007). Es una región con una fisiografía compleja, considerada la única cuenca de evaporación del Océano

Pacífico (Soto-Mardones *et al.*, 1999). La regionalización del Golfo ha sido objeto de diversas clasificaciones (López *et al.* 2006; Palacios-Hernández & Carrillo 2016). El criterio más completo, seguido en este trabajo, ha sido elaborado por Lavin & Marinone (2003) quienes han propuesto la regionalización del Golfo en seis provincias en función de las condiciones oceanográficas: a) La zona de entrada, o boca (de Cabo San Lucas a Cabo Corrientes); b) la porción sur del Golfo de California (de Cabo San Lucas a El Dorado); c) El archipiélago de las Grandes Islas (zona de las islas Ángel de la Guarda y Tiburón); d) La región del norte del Golfo; y e) la porción superior del Golfo, delimitada por la desembocadura del Colorado.

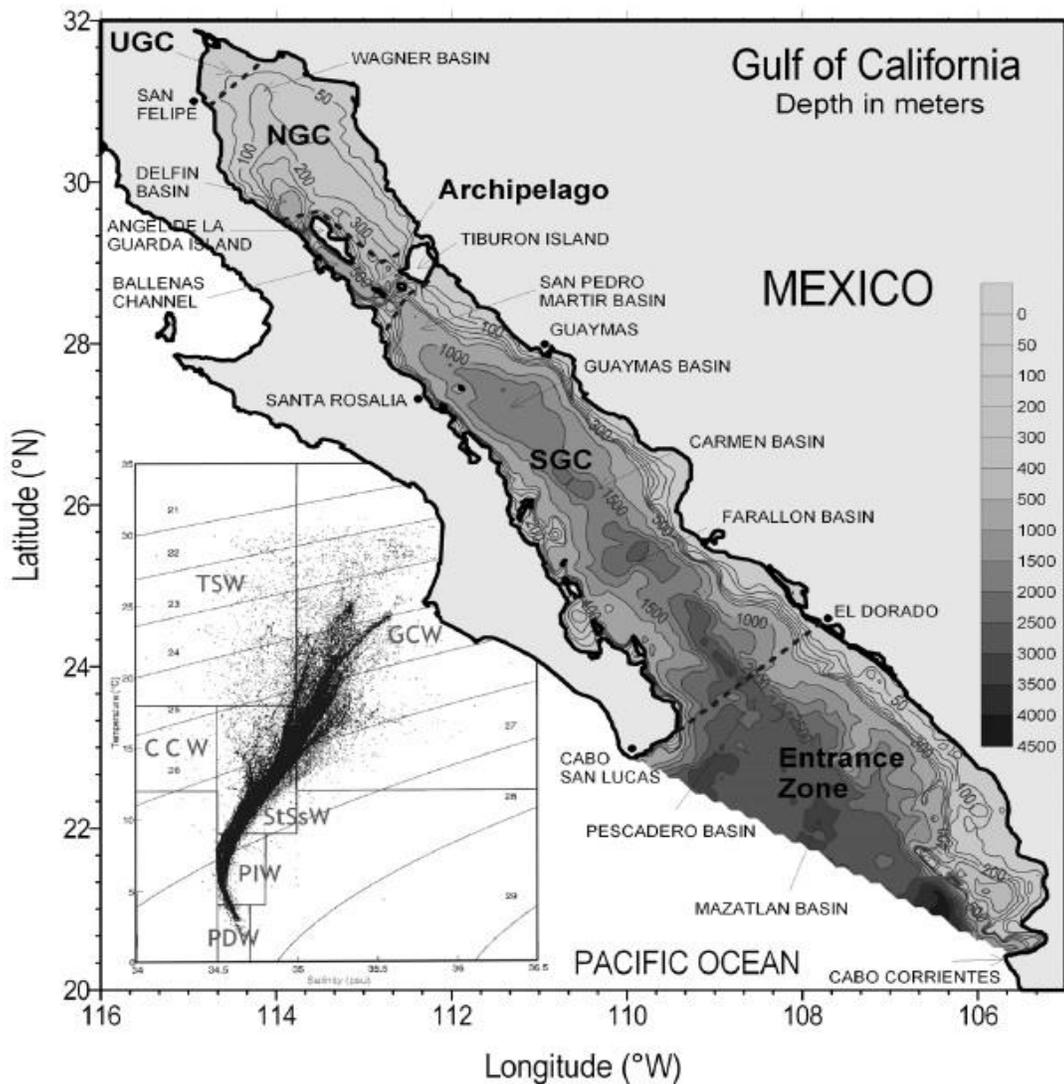


Figura 5. Regiones, diagramas T-S y batimetría del Golfo de California (tomado de Lavin & Marinone, 2003). Las isobatas están en metros.

Hidalgo-González & Álvarez-Borrego (2001) distinguen dos temporadas climáticas en el año. La temporada fría comprende de finales de Noviembre a finales de Junio, el resto del año es considerado la temporada cálida. También proponen dividir el Golfo en cuatro regiones (Cabo Corrientes – Mazatlán, Mazatlán-norte de Guaymas, norte de Guaymas- Punta Lobos, Punta Lobos – Santa Clara) durante la temporada fría y en dos regiones (Cabo Corrientes – norte de Guaymas, norte de Guaymas - delta del Colorado) durante la temporada cálida.

La variabilidad climática interanual se asocia al patrón de circulación ciclónica ecuatorial, compuesto por la Contracorriente Norecuatorial, la Corriente Norecuatorial y la Corriente de Costa Rica (Baumgartner & Christensen, 1985).

El valor promedio anual de la temperatura superficial del mar (TSM) en todo el Golfo es de 24.48 °C, siendo la región de la boca la más cálida durante todo el año (25.57 °C), seguida de la región central (24.63 °C) y la de las Grandes Islas con 23.24 °C (Escalante *et al.*, 2013). La TSM más baja de esta región se atribuye a la intensa dinámica de mezcla producida por fenómenos asociados a las mareas (Álvarez-Borrego & Schwartzlose, 1979).

Lavín & Marinone (2003) basados en los trabajos de Bray & Robles (1991) y Badan-Dangon (1998) han descrito las masas de agua presentes en el Golfo, entre las que citan la masa de Agua Profunda del Pacífico (PDW), que incrementa la salinidad hacia el fondo. Agua Intermedia del Pacífico (PIW), que se caracteriza por un mínimo de salinidad (34.5) ubicado a 900 m. Agua Subsuperficial Subtropical (StSsW) que se ubica aproximadamente entre 150 y 500 m, y que en la entrada del Pacífico Oriental Tropical (ETPac) tiene un máximo de salinidad fuertemente marcado en la termoclina. También mencionan la presencia del Agua Superficial Tropical, formada a partir de (StSsW) por efecto de las surgencias (del ETPac) con salinidad menor a 33 por el predominio de evaporación sobre precipitación. El Agua del Golfo de California (GCW) tiene salinidades superiores a 35, pero se presenta en las capas superiores. Debido a sus altas temperaturas y su formación ocurre, señalan estos autores, por evaporación del Agua Subsuperficial Subtropical (TSW) (diagrama T-S en Fig. 5).

La posición geográfica de la boca del Golfo favorece la invasión de masas de agua tropicales de tipo superficial, sobre las aguas templadas de la Corriente de California (Herguera *et al.*, 2003). Estas aguas son modificadas posteriormente por evaporación, especialmente en la porción superior del Golfo. (Álvarez-Borrego & Schwartzlose, 1979; Bray & Robles, 1991). Las tasas de evaporación son aproximadamente de 1 m·año⁻¹ (Bray, 1988). En la cuenca de Guaymas se ha

registrado agua intermedia y profunda del Pacífico, una presencia constante de Agua Subtropical Subsuperficial, y el aporte de agua tropical superficial de la Corriente costera de Costa Rica como consecuencia del ENSO (Robles & Marinone, 1987).

El patrón característico de circulación superficial en el Golfo de California es de tipo estacional (Soto-Mardones, 1999), de tipo ciclónico en verano y anticiclónico en invierno (Beier, 1997). En la boca se han registrado flujos de entrada a lo largo del litoral de Sinaloa, y de salida por la costa de Baja California. Las corrientes son profundas (> 1000 m), de gran intensidad ($5-10 \times 10^6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), y con altas velocidades ($10 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$) que se incrementan en la porción superficial (Collins *et al.*, 1997). Mediante modelos de simulación numérica, Makarov & Jiménez-Illescas (2003) describieron los patrones de corrientes básicas barotrópicas para el Golfo, identificando en la región sur movimientos ciclónicos en agua profunda y un movimiento anticiclónico cerca de ambas costas. Para las regiones centro y norte durante el invierno, los modelos describen una corriente hacia el sur a lo largo de la porción continental, con velocidades de $0.2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, así como un flujo hacia el norte aunque no tan intenso. En el periodo de transición primavera-verano, se ha identificado la presencia de una corriente sur-norte que corre a lo largo de la costa continental, con velocidades aproximadas de $0.3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ (Lavin *et al.*, 2014).

La región norte del Golfo de California es conocida por ser una de las regiones con rangos de marea más amplios en el mundo. En el Alto Golfo representa un mecanismo oceanográfico altamente influyente en el ecosistema pelágico (Paden *et al.*, 1991; Argote *et al.*, 1995). En San Felipe, B.C. se han registrado rangos de marea con una variación mayor a 7 m durante las mareas vivas. En la región de las Grandes Islas puede ser superior a 4 m. Durante el verano pueden alcanzarse condiciones de mezcla por marea en la columna de agua hasta una profundidad mayor a 500 m, cuyo efecto final es el transporte de agua fría y rica en nutrientes a la superficie (Rodríguez-Ibañez *et al.*, 2013) lo que ocasiona las condiciones de alta productividad típicas de esta región (Escalante *et al.*, 2013; Álvarez-Borrego & Lara-Lara, 1991).

Una región de gran interés oceanográfico y biológico por los procesos que ocurren es el Canal de Ballenas. Es una subprovincia profunda (800–1600 m), en la cual se generan procesos de mezcla por efecto de las corrientes de marea y eventos de surgencia por procesos de corrientes y topografía, así como por vientos. Estos procesos producen condiciones oceanográficas diferentes a las otras regiones del Golfo. En el canal no predominan condiciones de estratificación, la temperatura superficial y en los estratos profundos es menor a 11 °C) (Paden *et al.*, 1991; Argote *et al.*, 1995; López *et al.*, 2006). Esta es un área con surgencias continuas (Álvarez-Borrego & Lara-Lara, 1991; López *et al.*, 2006), generadas por el efecto de una convergencia en el agua de fondo y una divergencia en la superficie que resulta en velocidades de ascenso de 5 m·día⁻¹ (López *et al.*, 2006) y similar al Alto Golfo en cuanto a producción biológica asociada a los patrones de circulación residual (Santamaría-del-Ángel *et al.*, 1994a; Hidalgo-González & Álvarez-Borrego, 2004).

Las surgencias costeras inducidas por vientos en invierno y primavera son un evento de mesoescala particularmente importante en el Golfo de California, además de las producidas como consecuencia de la mezcla por mareas. (Badan-Dagón *et al.*, 1985; Álvarez-Borrego & Lara-Lara, 1991). El esfuerzo del viento puede producir surgencias prácticamente durante todo el año, aunque en el invierno, en la región oriental, se observa un bombeo de agua subsuperficial rica en nutrientes, mientras que en el verano la surgencia disminuye o bien está ausente debido a un debilitamiento de los vientos y al descenso de la termoclina (Lluch-Cota *et al.*, 2000, Lavín *et al.*, 1997, Padden *et al.*, 1991).

En esta región, la componente estacional modifica la estructura de la columna de agua y condiciona fuertemente los procesos de circulación oceánica (Lavín & Marinone, 2003). El forzamiento producido por mareas, vientos, calentamiento solar, e interacciones con el océano Pacífico genera una circulación vigorosa en el Golfo (Badan-Dagón, *et al.* 1985). Una de las características distintivas es la presencia de sistemas de giros y procesos típicos de mesoescala como filamentos, identificables en imágenes satelitales (Pegau *et al.*, 2002; Navarro-Olache *et al.*, 2004; López-

Calderón *et al.*, 2008). Soto-Mardones *et al.* (1999) reportan evidencia de un patrón de circulación anticiclónica alrededor de la Isla Ángel de la Guarda durante el invierno, revelada a través del comportamiento de las isotermas. Lavín *et al.* (1997) identificaron la presencia de un giro ciclónico estable de baja intensidad al norte de Isla Ángel de la Guarda y de un giro anticiclónico en marzo de 1996; así como la presencia persistente de un núcleo de agua fría en la costa oeste de la Isla Ángel de la Guarda, que se extiende hasta el Canal de Ballenas (la región más fría del Golfo). También ha sido reportado un sistema de giros a lo largo del eje principal con patrones de rotación alternados, con extensiones entre 32 a 36 km y profundidades de 500-700 m para los giros anticiclónicos, y 400-500 m para los giros ciclónicos (Lavín *et al.*, 2013).

La profundidad de la capa de mezcla también presenta diferencias estacionales. Para la región norte, desarrolla una señal con una transición en abril y otra en octubre. En verano (julio a septiembre) la profundidad de la capa de mezcla es típicamente somera, entre los 10 – 48 m (Palacios-Hernández & Carrillo, 2016). Para el invierno (enero a marzo) se profundiza a un máximo de 100 m (Escalante *et al.*, 2013). Navarro-Olache *et al.* (2004) reportaron la presencia de una termoclina bien formada aproximadamente a los 30 m en el mes de octubre en la región sur del Golfo. La presencia de una zona de agua fría permanente en la región de las Grandes Islas identificada en imágenes satelitales es una de las características prominentes del Golfo (Badan-Dangon *et al.*, 1985).

2.2. Operaciones de campo

Durante el mes de mayo de 2010 a 2013 se realizaron cuatro campañas de prospección acústica en la zona de plataforma del Golfo de California a bordo del barco de investigación pesquera “BIP XI” del Instituto Nacional de Pesca (INAPESCA) con el objetivo de caracterizar y analizar los patrones de distribución geográfica de las poblaciones de peces pelágicos menores y estimar la biomasa de *S. sagax*. La duración de las campañas fue de aproximadamente 20 días. El

derrotero comprendió la costa de Sonora, desde Agiabampo hasta Puerto Lobos, con Guaymas como puerto de zarpe, y la costa de la península, desde Isla Ángel de la Guarda y el Canal de Ballenas, hasta Loreto. Las fechas de las campañas se calendarizaron de forma que coincidieran en lo posible con los períodos de luna nueva denominados “oscuros”, cuando la flota sardinera tiene su mayor actividad pesquera. Por lo general, la jornada de trabajo fue nocturna (18:00 a las 06:00 h).

En las cuatro campañas la estrategia de muestreo combinó transectos en grecas y en zigzag, los cuales han sido recomendados como adecuados para muestreos hidroacústicos (Holly & Hampton, 1990) de acuerdo a los protocolos del Consejo Internacional para la Exploración del Mar (Simmonds *et al.*, 1992). El criterio general para determinar la extensión de los transectos fue la distancia a la que se encontraba la isobata de 200 m con respecto a la costa, por ende, su longitud fue variable. Al norte de Isla Tiburón, la longitud promedio fue de 18 millas náuticas (mn) con una extensión máxima de 23 mn a la altura de Puerto Lobos. Hacia el sur de isla Tiburón, la longitud de los transectos fue de aproximadamente 12-15 mn. Los transectos más cortos (10 mn) fueron realizados en el litoral oriental de la península de Baja California. Debido a la extensión de la plataforma, los transectos realizados en la costa de la península fueron en forma de zig-zag, y los realizados en la costa de Sinaloa-Sonora, tuvieron una orientación perpendicular a la línea de costa, la distancia inter-transectos se mantuvo en 10 mn (Fig. 6).

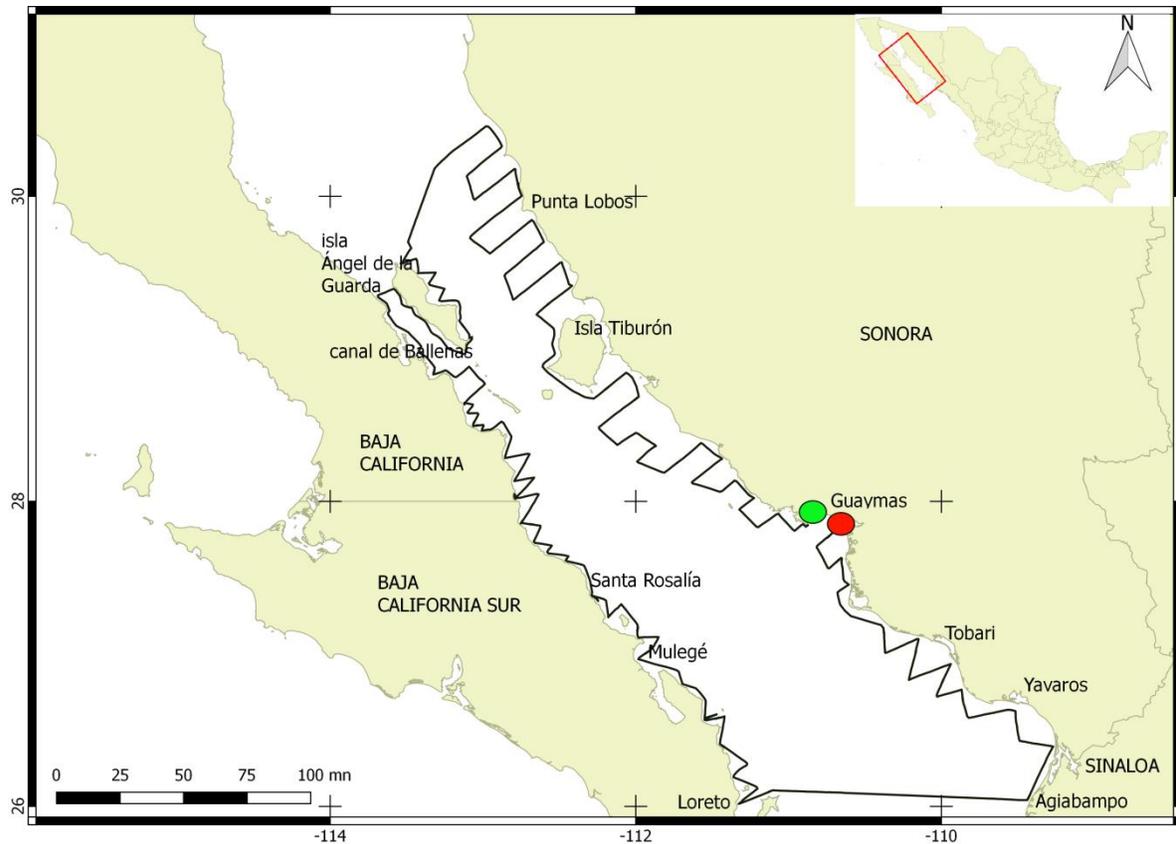


Figura 6. Zona de estudio. Derrotero general efectuado durante las campañas de 2010 a 2013. Los puntos verde y rojo representan el inicio y término de la campaña.

Durante la prospección acústica, el barco navegó a una velocidad promedio de ocho nudos (kn). Cuando se detectaron cardúmenes o agregaciones cuyas características de forma, tamaño y propiedades reflectivas correspondían a las especies de interés, el barco dio media vuelta regresando en sentido opuesto para realizar un lance de pesca a una velocidad de tres kn durante 30 minutos, la distancia recorrida en cada lance es aproximadamente 1.5 millas náuticas. La profundidad del lance estuvo determinada por los registros de interés en el ecograma. El arte de pesca utilizado fue una red de arrastre de media agua, con una malla de 38 mm en la boca y 19 mm en el copo, con una abertura de boca de 16 m en la horizontal y 12 m en la vertical, con una relación de 3:1 entre cable filado y profundidad de arrastre.

Una vez terminado el lance, el barco se detuvo para recobrar la red y registrar el peso total de la captura (C_t , de aquí en adelante) mediante la estimación por jabas de tamaño estándar (38 cm x 70 cm x 33 cm), así como la composición por especies. Se determinó la estructura de tallas de las especies más abundantes. Posteriormente, sobre una muestra de cinco individuos por intervalo de talla (de ser posible), se midió la longitud total, longitud patrón, observaciones sobre estado gonadal, y extracción de otolitos. La información de cada lance incluyendo fecha, hora (GMT y local), posición inicial, posición final y localidad de referencia, número de marcas de cable y profundidad (m), estado del mar, presencia de aves y/o mamíferos marinos, fue registrada en una bitácora. A fin de optimizar el tiempo de navegación y obtener un balance entre prospecciones acústicas y muestras biológicas de soporte, se realizó un promedio de tres lances por jornada de pesca, dependiendo de la detección de cardúmenes u otras agregaciones observadas en la ecosonda.

2.3. Datos acústicos

Para la obtención y registro de datos acústicos se utilizó una ecosonda científica SIMRAD EK60. En las campañas de 2010 y 2011, se utilizó un transductor de haz dividido operando a una frecuencia de 38 kHz, con un ancho de haz de 12°. Adicionalmente, durante las campañas de 2012 y 2013, se utilizó un transductor de 120 kHz también de haz dividido, con un ancho de haz de 7°. Ambas frecuencias fueron calibradas con una esfera de carburo de tungsteno de 38.1 mm de diámetro, de acuerdo a los procedimientos señalados por Simmonds & MacLennan (2005). Durante la prospección, la duración de pulso para ambos transductores fue establecida en 512 ms, mientras que la potencia de emisión fue de 1000 W para 38 y 500 W para 120 kHz (Anexo I). La profundidad máxima de registro fue de 500 m, y la tasa de ping fue variable de acuerdo a la profundidad del fondo, este criterio se adoptó para obtener un balance en el muestreo, ya que en zonas someras, cuando la tasa de pulso es baja (ej. 2 segundos) puede perderse información debido a la distancia recorrida entre un pulso y otro (Tabla I). Durante las campañas se elaboró

una bitácora de registros continuos donde se registró el cambio de duración del pulso con respecto a la profundidad, hora, número de marcas del cable, posición inicial, final y localidad de referencia de los lances, cambios de rumbo, detecciones generales en la ecosonda, etc.

Tabla I. Relación entre la profundidad del fondo y tasa de pulso utilizada durante las campañas de 2010 a 2013.

Intervalo de profundidad (m)	Tasa de pulso (s)
< 50	0.25
50-100	0.5
100-150	0.75
150-200	1
> 200	2

Post-procesamiento de datos acústicos

Los registros acústicos originales, archivados en formato RAW, fueron convertidos al formato HAC estándar (McQuinn *et al.*, 2005) mediante el programa informático SIMRAD ER60. Posteriormente, en el programa informático MOVIES+ (Berger *et al.*, 2005) se realizó la revisión general del ecograma, para detectar posibles errores en los registros debidos a cambios de voltaje en el sistema eléctrico del barco, y realizar la corrección manual del fondo detectado cuando fue necesario. Esto con el fin de evitar sobreestimaciones de los valores de energía obtenidos en la eointegración, resultando en la sobreestimación de la biomasa, o bien la subestimación de la misma debido a cardúmenes muy densos cercanos al fondo del mar que pudieran ser tomados como parte de este. Además se descartaron los primeros 5 m del ecograma para evitar el efecto de “campo cercano” (Simmonds & MacLennan, 2005), así como ecos denominados “parásitos” que pueden ser generados por la propela, cavitación, turbulencia en la superficie o bien interferencia de instrumental electrónico. Finalmente, con los ecogramas corregidos, se realizó la determinación de un valor umbral de la fuerza de retrodispersión de volumen (S_v , dB

re 1 m^{-1}) para separar las fracciones de peces y zooplancton. Este paso es esencial para establecer el valor de energía mínimo con el cual se realizarán las ecointegraciones.

2.3.1. Estimación del umbral de ecointegración.

Se seleccionaron aquellos segmentos de ecograma que contuvieran cardúmenes o agregaciones de organismos detectados por la ecosonda y que hubieran decidido un lance. La extensión de estos segmentos osciló entre 1 y 2 mn. Los archivos fueron importados para ser procesados en el entorno R (R Core Team, 2017) mediante el paquete “readHAC” (Kristensen, 2017), complementado con rutinas desarrolladas y compiladas en el paquete “echogram” (Villalobos, 2017). Una vez importados, los archivos HAC fueron unidos en una sola estructura y recortados aquellos segmentos de interés, para ser posteriormente visualizados. En dichos ecogramas, la matriz subyacente fue representada mediante una imagen, de forma que cada pixel representa un valor de S_v definido por un par de coordenadas donde “x” es el número de ping (e implícitamente el tiempo) en tanto que “y” la profundidad del blanco insonificado por el haz.

2.3.2. Muestreo de valores de S_v

En los ecogramas seleccionados, cardúmenes de peces visualmente identificables de acuerdo a los criterios de Reid (2000) y presumiblemente asociados a especies de peces pelágicos menores (debido a su persistencia cuando son observados con un umbral de visualización alto; por ejemplo -50 dB y su relación con lances positivos de tales especies) fueron considerados en el siguiente protocolo de muestreo:

Para cada ecograma, se obtuvieron aproximadamente 180 valores de S_v correspondientes a pixeles seleccionados aleatoriamente, de los cuales 90 correspondieron a agregaciones y 90 a puntos externos a ellos. Estas muestras

fueron denominadas como “cardúmenes” y “otros”. La función desarrollada en R permite señalar con el cursor y seleccionar un punto en el ecograma, obteniendo el número de ping y la hora en que fue registrado, profundidad de muestreo y valor de S_v respectivo en la matriz de valores. Asimismo, permite muestrear el mismo punto simultáneamente en ecogramas correspondientes de diferentes frecuencias. La profundidad máxima de muestreo fue de 100 m a fin de minimizar el efecto de ruido acústico. El procedimiento se ejemplifica para un ecograma en la Figura 7, a la izquierda se observan los pixeles muestreados en las agregaciones de peces, a la derecha las muestras tomadas en el exterior de éstas.

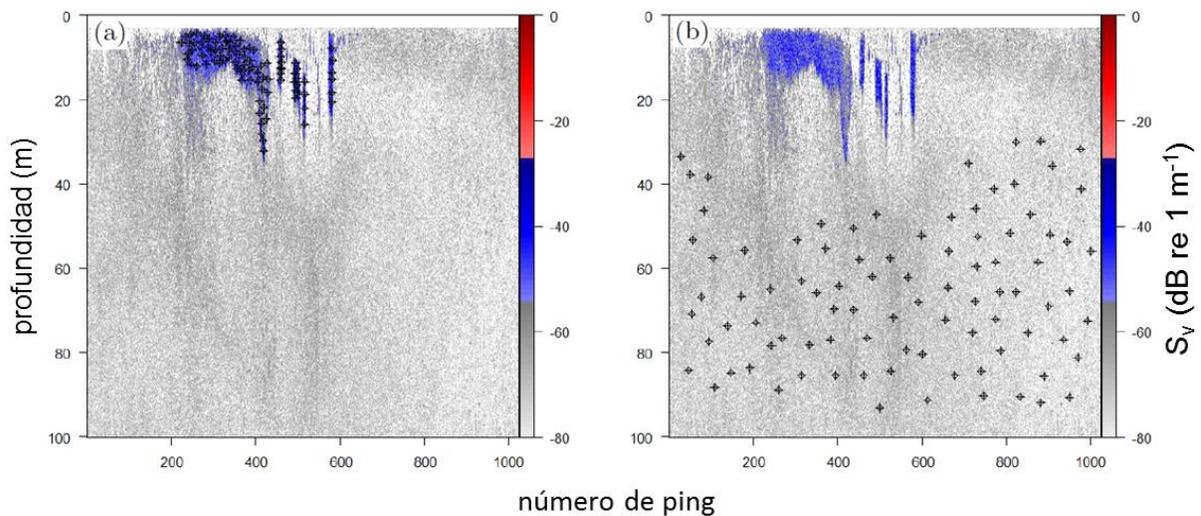


Figura 7. Muestreo de los valores de S_v para cardúmenes (a) y ecos circundantes (b) para un ecograma.

Con el propósito de hallar el umbral de S_v que permita separar los ecos de peces pelágicos de los ecos adyacentes (que generalmente correspondieron a organismos con menor capacidad reflectiva), se probó la viabilidad de aplicar dos técnicas de segmentación del procesamiento digital de imágenes, denominadas umbral básico y óptimo, las cuales se describen a continuación.

2.3.3. Umbral óptimo global

La definición de un umbral puede ser considerada como un problema de decisión estadística enfocado a minimizar el error de clasificación derivado de asignar píxeles a grupos biológicos diferentes (peces vs zooplancton). El criterio de decisión de Bayes es la solución conocida a este problema y requiere de dos parámetros: uno es la función de densidad de probabilidad (PDF) de la intensidad de píxeles de cada grupo, y el otro su probabilidad de ocurrencia (González & Woods, 2008). En este método se partió del supuesto de que los valores de S_v siguen una distribución normal y se adoptó por dos razones. Una de ellas es para simplificar el análisis, y la otra es porque la distribución de los valores de S_v extraídos de los ecogramas adoptó una distribución semejante, sin embargo, también puede resolverse con algoritmos no paramétricos.

La función de Bayes (d) que es utilizada como criterio para clasificar un valor de $S_v(x)$ en uno de los dos grupos ($w_j, j = 1,2$) con PDF basadas en una distribución normal es:

$$d_j(x) = p(x|w_j)P(w_j) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_j}} e^{-\frac{(x-\mu_j)^2}{2\sigma_j^2}} P(w_j) \quad j = 1,2$$

Donde la densidad de la distribución normal corresponde a la probabilidad de que x pertenezca al grupo w_j , y $P(w_j)$ la probabilidad previa, igual a 0.5 si ambos grupos son equiprobables en términos de ocurrencia. El umbral buscado será el valor de S_v , representado aquí por x_0 , de forma que las condiciones $d_1(x_0) = d_2(x_0)$ y $p(x_0|w_1) = p(x_0|w_2)$, representan la intersección entre las curvas PDF (González & Woods 2008).

El problema de estimar las PDF puede ser abordado utilizando el algoritmo de expectación y maximización (EM) ampliamente utilizado en la modelación de datos heterogéneos a través de la combinación de distribuciones (Dempster *et al.*, 1977). Esta técnica constituye un método de agrupamiento no supervisado, el cual habilita la descripción y distinción de subgrupos, aún en ausencia de una variable de agrupación que identifique a las observaciones (Benaglia *et al.*, 2009).

El algoritmo EM calcula, mediante un procedimiento iterativo en dos etapas, los estimadores de máxima verosimilitud de parámetros desconocidos de una distribución, que para este caso corresponden a la media y la varianza de las PDF; así como las proporciones entre distribuciones. En la etapa de expectación, las estimaciones de los parámetros son utilizadas para obtener una función de expectación del estimador de log-verosimilitud, mientras que en la etapa de maximización se calculan los parámetros que maximizan el valor esperado de log-verosimilitud previamente encontrado. Además del trabajo original de Dempster *et al.* (1977), el algoritmo es descrito en detalle en la literatura de modelos de combinación de distribuciones (McLachlan & Basford, 1988; McLachlan & Peel, 2004). En la presente investigación se utilizó la implementación del algoritmo EM para combinaciones de curvas normales mediante el paquete “mixtools” (Benaglia *et al.*, 2009) en entorno R. Este requiere solamente de un vector de datos de S_v , a partir del cual los parámetros de las PDF (medias y desviaciones estándar), proporciones de mezcla y probabilidades *a posteriori* son estimadas.

El algoritmo EM fue aplicado al valor promediado de S_v mencionado anteriormente. Adicionalmente, los valores de S_v muestreados en siete ecogramas fueron agrupados en una sola muestra independientemente de su categoría (“cardúmenes” u “otros”), y fueron representados mediante el histograma correspondiente. Con este algoritmo se ajustó un modelo de dos componentes (aquí el término componente se refiere a cada una de las curvas gaussianas ajustadas a las distribuciones de valores de S_v , a diferencia de otras técnicas multivariadas donde también se utiliza este término) que representó la combinación de las dos

distribuciones, y el umbral óptimo fue establecido como el valor de S_v que interseca ambas PDF, este valor representa el punto donde las probabilidades posteriores son equivalentes ($p_{conj}=0.5$) una vez definido el umbral, se aplica en los ecogramas a 38 kHz, para realizar las rutinas de eointegración (Fig. 8). Una descripción más detallada del procedimiento puede consultarse en López-Serrano et al. (2018, anexo IV).

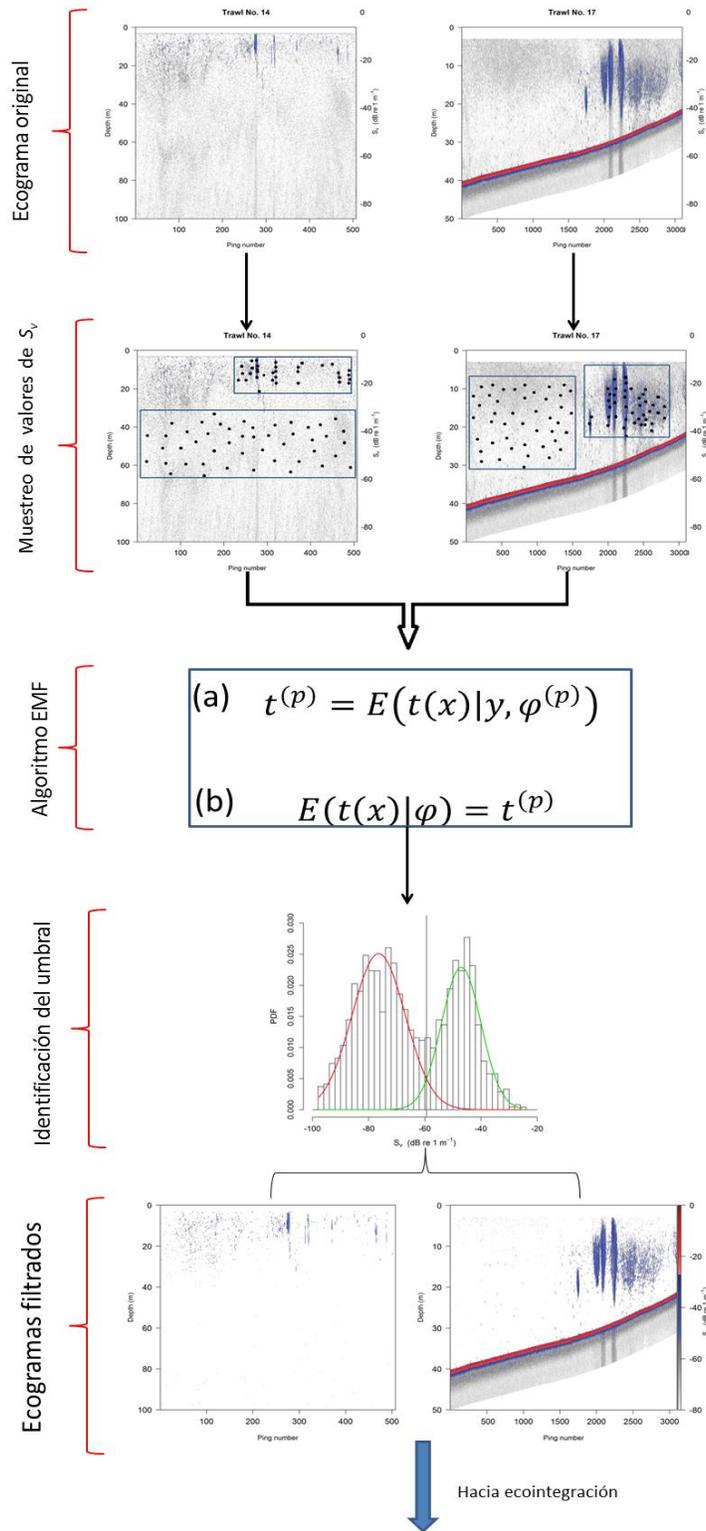


Figura 8.- Diagrama de flujo que representa el procedimiento para obtener el umbral de ecoinTEGRACIÓN en prospecciones de una frecuencia (38 kHz) mediante el algoritmo EM (a: función de expectación; b: función de maximización).

2.3.2 Procedimiento de filtrado en prospecciones bi-frecuencia.

Como se mencionó anteriormente, en las campañas de prospección acústica de 2012 y 2013 se realizaron prospecciones con dos frecuencias (38 y 120 kHz). Esto ofrece otras posibilidades para contrastar señales de blancos acústicos con distinta reflectividad. Por ello, se aplicó un procedimiento de filtrado basado en la suma de frecuencias para separar las fracciones de energía. Fernandes (2006) señala que este método se basa en las diferencias que existen en los patrones de respuesta frecuencial relativa de los organismos en función de la frecuencia de insonificación, que suelen ser mucho más estables en peces con vejiga natatoria (fisóstomos) que para el zooplancton, debido a su pequeño tamaño y poco contraste de densidad con el medio marino. Estas características pueden ser utilizadas para discriminar entre diferentes grupos de organismos estableciendo un umbral en la distribución de los valores resultantes de la suma y mediante la aplicación de una máscara en el post-procesamiento de las señales para separar las señales acústicas de cada grupo.

Para las campañas de 2012 y 2013, donde se registraron los ecogramas en dos frecuencias (38 y 120 kHz) el filtrado de datos se realizó con ayuda de un conjunto de rutinas desarrolladas en Matlab (*HAC Processing Tools*, IRD, 2015) acopladas al programa informático MOVIES 3D (v1.0.1171) del IFREMER (2015). En este programa se realizó parte de la configuración de los parámetros y la detección del fondo marino. La rutina comprende cuatro etapas (por cuestiones prácticas en este trabajo se les asigna un nombre) de las cuales fueron utilizadas las tres primeras:

En la primera etapa, que podría denominarse como “limpieza”, se realizó la sincronización del ping de inicio entre ecogramas en ambas frecuencias, y la limpieza de los datos acústicos a partir de ecogramas HAC. Esta tiene por objetivo remover el ruido acústico, definido como aquellas contribuciones a la señal acústica de energía no deseada procedentes de fuentes biológicas, eléctricas o biológicas, que pueden inducir a sesgos en la eco integración (Ryan *et al.* 2015) como por

ejemplo ecos parásitos o turbulencia (IRD, 2017) que pueden afectar las estimaciones de energía en los cálculos posteriores, así como porciones del ecograma no deseadas, por ejemplo datos recopilados durante los lances de pesca. Se realizó la remoción de los segmentos de ecograma para los cuales la velocidad del barco era menor a 7 nudos, para descartar las secciones correspondientes a los lances de pesca de identificación y así considerar sólo registros en modo de prospección.

En la segunda etapa (“corrección de fondo”) se realizó la corrección manual de la línea de fondo en los ecogramas previamente limpiados. A partir de una inspección visual de estos, se identificaron y removieron los pings cuando había discontinuidades de la profundidad del fondo (determinada automáticamente por un algoritmo incluido en Movies 3D). También, en los ecogramas se estandarizó una profundidad máxima de 500 metros, cuando esta era mayor.

La tercera etapa consistió en la aplicación de rutinas de filtrado bi-frecuencia para clasificar las señales acústicas de grupos de organismos en los ecogramas limpios y corregidos. El procedimiento, descrito por Ballón (2010) y Ballón *et al.* (2011) se basa en el cambio en las propiedades reflectivas de diferentes grupos de organismos en función de la frecuencia, caracterizadas por Korneliussen & Ona (2003) y consiste en la aplicación de un algoritmo basado en la suma de las matrices de la fuerza de retrodispersión de volumen (S_v), que soportan los ecogramas obtenidos con las frecuencias de 38 y 120 kHz. Mediante este procedimiento se maximiza el contraste entre grupos funcionales de organismos como peces y otros organismos, presumiblemente zooplancton, y las señales características de cada grupo funcional pueden ser identificadas y clasificadas con mayor facilidad.

Primero, se seleccionaron segmentos de ecogramas donde estuvieran identificados cardúmenes y capas de dispersión extrayendo los valores de S_v , posteriormente, se realizó la suma de valores de S_v de ambas frecuencias. Con los valores resultantes se graficaron los histogramas correspondientes, a los cuales se ajustaron funciones de densidad de probabilidad. Se identificaron las modas de

ambos grupos y el valor límite entre ellas (valle). Se calculó el promedio de los valores que separan los grupos de todos los ecogramas analizados en ambas campañas, y fue considerado como el umbral para el filtrado (Fig. 9).

Una vez obtenido el umbral, se generó una máscara Booleana (Verdadero/Falso) basada en dos condiciones:

$$S_{v(38\text{ kHz})} + S_{v(120\text{ kHz})} > \text{valor umbral} \quad (1)$$

$$38\text{ kHz} - 120\text{ kHz} \geq -2\text{ dB} \quad (2)$$

Cuando ambas condiciones fueron verdaderas, el pixel correspondiente en un ecograma se clasificó como perteneciente a peces, mientras que los ecos de zooplancton correspondieron a aquellos valores donde ambas condiciones fueron falsas. En el caso de zooplancton, corresponde a organismos con características acústicas de fluidos (“*fluid like*”) atribuidos principalmente a copépodos. Cuando la primera condición fue verdadera y la segunda falsa, el pixel correspondiente se clasificó dentro de la categoría “otros”, denominada como “*blue noise*” por Ballon (2010) y que de acuerdo con este autor podría incluir salpas y sifonóforos. El resultado final fue la creación, para cada una de las frecuencias, de ecogramas en los que sólo permanece la señal correspondiente a cada una de las tres categorías mencionadas previamente. El ecograma de 38 kHz con los ecos clasificados como peces fue sometido a ecointegración. Una representación más detallada de este proceso, desarrollado por Ballón (2010) puede observarse en el anexo II.

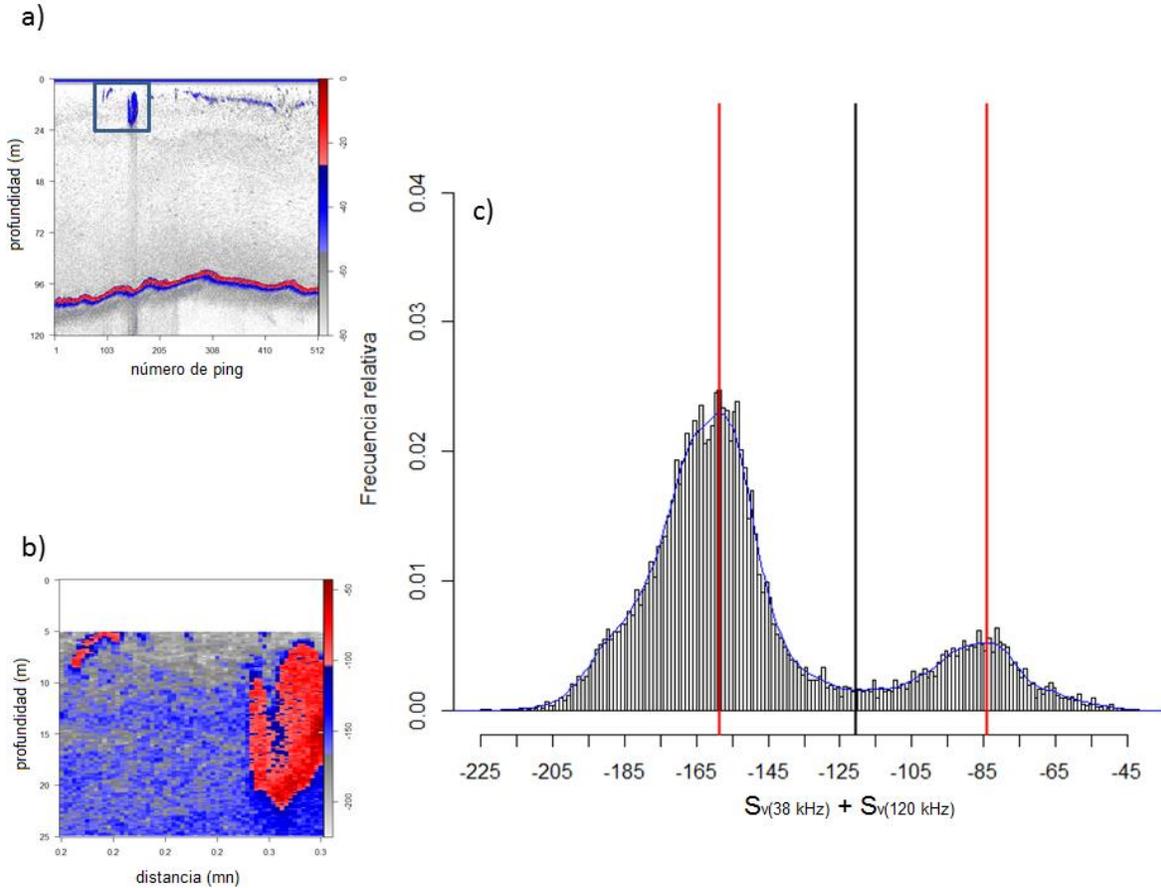


Figura 9. Ejemplo del procedimiento de determinación del umbral a partir de la suma de valores de S_v extraídos de ecogramas registrados a 38 y 120 kHz. a) Ecograma original, b) sección analizada, c) histograma de la suma de frecuencias. Las líneas rojas representan las modas definidas por la PDF, la línea negra representa el valor umbral, en el valle de la distribución.

2.4. Eointegración

Este proceso consistió en la integración (suma) de la energía por celdas y se realizó con el programa MOVIES+ para las cuatro campañas. En primer lugar, la eointegración de todas las campañas se realizó en los ecogramas de 38 kHz usando el umbral óptimo de -59.4 dB calculado mediante el algoritmo EMF. Adicionalmente, para las campañas de 2012 y 2013, la eointegración se realizó en los ecogramas con ecos de peces, también de 38 kHz, obtenidos mediante el procedimiento de filtrado bi-frecuencia descrito previamente. En todos los casos se

establecieron ocho estratos verticales referidos a la superficie (0-5, 5-10, 10-15, 15-50, 50-100, 100-150, 150-200 y 200-250 m), se descartaron los primeros 0.5 m sobre la línea de fondo, y a partir de esta se establecieron dos estratos (0.5 - 3.5 m y 3.5 - 6.5 m). La unidad elemental de muestreo (ESU) se definió con una longitud de una mn. La variable resultante de la ecointegración, denominada coeficiente de retrodispersión por área náutica (s_A o NASC por las siglas en inglés de *Nautical Area Scattering Coefficient*), expresada en $m^2 \cdot mn^{-2}$, se obtuvo por estrato para cada ESU y constituyó la base de los análisis posteriores.

2.4.1. Obtención de la fracción de energía asociada a las especies de estudio

Con los resultados de la ecointegración se construyó una tabla donde las columnas representaron los estratos verticales de profundidad y las filas correspondieron a cada ESU. Las ESUs se clasificaron como válidas o no válidas para los análisis posteriores en función de la velocidad del barco en modo de prospección (válida= ≥ 7 kn; no válida= < 7 kn, respectivamente), para descartar los segmentos correspondientes a los lances de pesca de identificación, como se señaló anteriormente. En complemento, las ESUs correspondientes a los intertransectos o duplicadas por efecto del lance (en el cual el barco se mueve en sentido contrario al de la prospección hasta regresar al punto de interrupción de esta), también fueron consideradas como no válidas. La razón de conservar ESU realizadas a 7 nudos o más fue analizar sólo aquellas obtenidas en condiciones similares, en donde se detectaran cardúmenes y/o agregaciones antes del lance. Se definió una columna adicional para asignar la energía correspondiente a peces pelágicos menores en cada ESU. En dicha columna, el valor de cada celda correspondió a la suma de los valores de s_A de los estratos donde se detectaron cardúmenes de peces. Cuando un cardumen ocupaba la fracción de una celda, se realizó su ecointegración manual y se sumó a los estratos completos. En caso de no identificarse cardúmenes o agregaciones similares, el valor asignado a la celda fue cero. En la tabla también se incluyeron meta-datos tales como las coordenadas geográficas de la ESU, velocidad del barco, profundidad promedio, fecha y hora (GMT y local), y período al que

corresponde (alba, ocaso, día, noche), la asignación de periodos fue realizada con rutinas en entorno R. La distribución de frecuencias del s_A de peces pelágicos menores fue representada mediante histogramas y la variación interanual mediante diagramas de cajas y bigotes. La distribución geográfica del s_A por especie durante cada campaña se representó mediante mapas de círculos cuyo tamaño fue proporcional al valor de s_A obtenido por eointegración en cada ESU.

2.5. Estimación de la biomasa

La región de estudio fue subdividida en siete polígonos para estimar la biomasa de *S. sagax* y *E. mordax*: cuatro en la costa de Sonora y tres en la costa de Baja California de acuerdo a la regionalización utilizada en Nevárez-Martínez *et al.* (2001) (Fig. 10 y Tabla II).

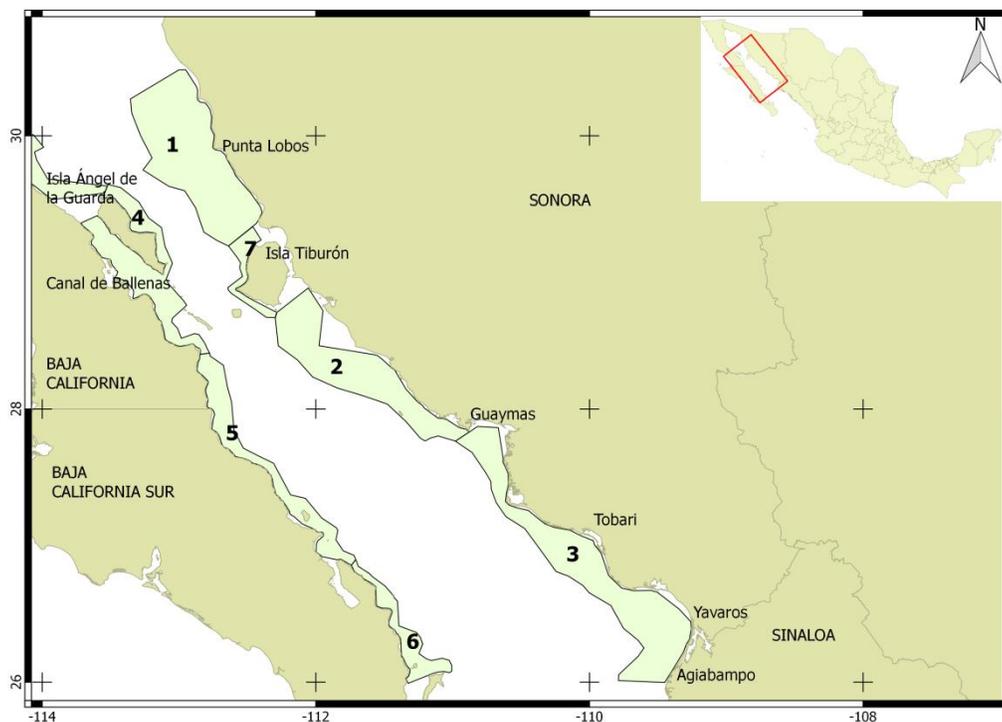


Figura 10. Ubicación geográfica de los polígonos de muestreo.

Tabla II. Características de los polígonos de la región de estudio

Polígono	Localidad de referencia	Área (mn²)
1	Puerto Lobos	2,243.775
2	Guaymas	1,504.042
3	Yavaros	2,109.583
4	Isla Ángel de la Guarda	954.603
5	Santa Rosalía	874.723
6	Loreto	434.381
7	Isla Tiburón	227.463

Del s_A de peces pelágicos menores obtenido previamente para cada ESU, se calculó la proporción correspondiente a *S. sagax* y *E. mordax* con base en la proporción de estas especies en los lances de pesca de identificación de acuerdo con los dos métodos descritos a continuación.

Proporción en el lance más cercano

Para este procedimiento se asigna el valor de la fracción de s_A correspondiente a peces pelágicos menores, y se multiplica por la proporción de captura correspondiente a la especie de interés en el lance más cercano a la ESU donde se realizó la eointegración. Este método fue desarrollado por Demer *et al.* (2011).

Proporción en el lance promedio del polígono

Este método es similar al anterior, con la diferencia de que el valor de proporción de captura obtenido para la especie de interés, procede del promedio de las capturas de los lances obtenidos en una región (o polígono) dado. Este método fue aplicado por Demer *et al.* (2012) en la evaluación de sardina del Pacífico en el sistema de la Corriente de California.

En complemento, los valores de (L) fueron obtenidos a partir de la longitud promedio de las sardinias y anchovetas capturadas en los lances de cada polígono, para cada muestreo. Esta información será utilizada posteriormente para la estimación de variables acústicas (fuerza de blanco), y su conversión en biomasa.

2.5.1. Estimación acústica de la biomasa

La estimación de la biomasa por especie se realizó de acuerdo con los procedimientos propuestos por Simmonds & MacLennan (2005) y MacLennan *et al.* (2002). Se toma como base la ecuación de fuerza de blanco (TS por las siglas en inglés de *target strength*), la cual depende de la longitud del pez expresada en metros (L). La constante b_{20} es uno de los parámetros obtenidos de la regresión entre TS y (L). El modelo que la describe es:

$$TS = 20\log L + b_{20}$$

En el caso de la sardina, se utilizaron los valores reportados de b_{20} para clupeidos (-71.9 dB) y para *Sardinops ocellatus* (-70.5 dB), ambos obtenidos a 38 kHz (Simmonds & MacLennan, 2005). Para *E. mordax* se utilizó el $b_{20} = -71.9$ dB, reportado por Foote (1987). El valor de TS obtenido se utilizó para calcular el coeficiente de retrodispersión de la sección transversal de un individuo (σ_{bs}) mediante la relación:

$$\sigma_{bs} = 10^{\frac{TS}{10}}$$

Posteriormente se incorporó en el cálculo de la densidad de peces, ρ_a , expresada en número de individuos por unidad de superficie (mn^2), la cual se obtiene con la siguiente ecuación:

$$\rho_a = \frac{\bar{s}_A}{4\pi \cdot \sigma_{bs}}$$

donde (\bar{s}_A) es el valor promedio del coeficiente de dispersión por milla náutica cuadrada resultante de la suma de los valores de s_A asignados a sardina o anchoveta y 4π representa una constante de dispersión esférica. Después se estimó la biomasa promedio al multiplicar la densidad de individuos por el peso promedio de un individuo (W) expresado en toneladas:

$$\bar{B} = \rho_a \cdot W$$

El valor de W se obtuvo a partir de curvas de biomasa construidas a partir de modelos talla-peso. Para anchoveta se utilizó el modelo de Gallardo-Cabello (1983), calculado para ejemplares obtenidos en la región de Ensenada, y para sardina monterrey se utilizó el desarrollado por García-Alberto (2010) con ejemplares obtenidos en Bahía Magdalena, B.C.S. La biomasa total calculada para cada polígono se obtuvo multiplicando la biomasa promedio por la superficie de cada polígono (A , ver Tabla II):

$$B = \bar{B}A$$

Finalmente, la biomasa total de una especie en el área prospectada correspondió a la suma de su biomasa, en los polígonos donde estuvo presente.

2.6. Imágenes satelitales.

Los datos de temperatura superficial del mar (TSM) fueron obtenidos a partir de imágenes compuestas a una escala semanal, que abarcan la región del Golfo (25-31° N, y 110-115° W) correspondientes a los meses de mayo 2010 y mayo 2011. En la página <http://www.oceancolor.gsfc.nasa.gov>, se obtuvieron los datos con el sensor MODIS-AQUA, la resolución espacial empleada fue de 4 x 4 km en el nadir. Para la productividad primaria neta (PPN) se utilizaron imágenes compuestas semanales, las celdas tuvieron una resolución espacial aplicada de 9 x 9 km, y fueron consultadas y obtenidas en la página <http://www.science.oregonstate.edu/ocean.productivity/>. Los datos de estas imágenes fueron obtenidos mediante el modelo Generalizado de Producción vertical (VGPM) descrito por Behrenfeld y Falkowski (1997), el cual se expresa como

$$PPN = CLO - \alpha * f(PAR) * P_{opt}^b * D_{irr} * Z_{eu} \quad \text{donde}$$

$CLO - \alpha$ (mg CLO-a·m⁻³) Biomasa de fitoplancton expresada como la clorofila a

D_{irr} : Irradiancia de las horas luz en un día (h)

Z_{eu} : profundidad de la zona eufótica (m)

Atenuación de la radiación fotosintéticamente activa ($f(PAR)$, E·m⁻²·d⁻¹)

P_{opt}^b : Tasa de fijación máxima de carbono inorgánico de una biomasa de fitoplancton dada y de parámetros ecofisiológicos (mg C·mg CLO-a·h⁻¹), las unidades de esta variable están expresadas en mg C·m⁻²·d⁻¹.

Finalmente, para caracterizar la posible relación entre la TSM, PPN y valores de s_A por especie, se realizaron gráficos de dispersión donde el eje “x” representa los valores de TSM o PPN, extraídos en las imágenes de satélite, y el eje “y” los valores de s_A por especie, obtenidos para cada ESU.

3. RESULTADOS

3.1. Datos biológicos

3.1.1. Distribución de lances positivos por especie - campaña.

El número de lances de pesca varió en cada campaña, con 28 lances en 2010, 43 lances en 2011, 24 lances en 2012 y 33 lances en 2013. En primer término, la presencia de las principales especies capturadas de peces pelágicos menores (*Engraulis mordax*, *Sardinops sagax*, *Opisthonema spp.*, *Oligoplites spp.*, *Cetengraulis mysticetus*, *Scomber japonicus*, *Etrumeus teres*, *Trachurus symmetricus*, *Anchoa spp.*) se expresaron como el porcentaje respectivo de lances positivos por campaña. Un lance se consideró positivo cuando en la captura apareció al menos un individuo de dichas especies. Peces de las familias Mustelidae, Batrachodidae, Ariidae, Balistidae, Trigilidae, Carangidae, Myctohpidae, Synodontidae, Serranidae, Sphyraenidae, Porychtidae y Sciaenidae, entre otras, presentes de manera ocasional en los lances se agruparon en la categoría “otros”. Además, en la categoría “invertebrados” se agrupó a la langostilla (*Pleuroncodes planipes*), calamar gigante (*Doscidiscus gigas*) y diversas especies de camarones. Estos organismos fueron asignados en una categoría propia para mantener consistencia con las agrupaciones.

3.1.2. Presencia, composición y distribución geográfica de las capturas por mes de muestreo

Campaña mayo 2010

En este muestreo, *Opisthonema spp.*, *E. mordax* y *S. sagax* fueron las especies que tuvieron mayor porcentaje de lances positivos, en tanto que *C. mysticetus* y *T. simmetrichus* fueron las de menor presencia (Fig. 12a). Los porcentajes por especie - lance mostraron que *E. mordax* fue una especie importante en las capturas, siendo monoespecífica, o prácticamente monoespecífica en tres de los ocho lances donde fue registrada, mientras que *Opisthonema spp.* constituyó la especie dominante en aproximadamente el 38 % de los lances. *S. sagax* sólo fue

dominante en uno, con porcentajes bajos de captura en otros seis. Estas especies presentaron variaciones amplias en cuanto a capturas ($0.05 < C_t < 100$ kg, Tabla III). Las familias de peces agrupados en la categoría “otros” fueron dominantes en el 40% de los lances (n=10). En general, el número de especies por lance se mantuvo entre dos, tres, y en algunos casos, cinco especies. (Fig. 11b).

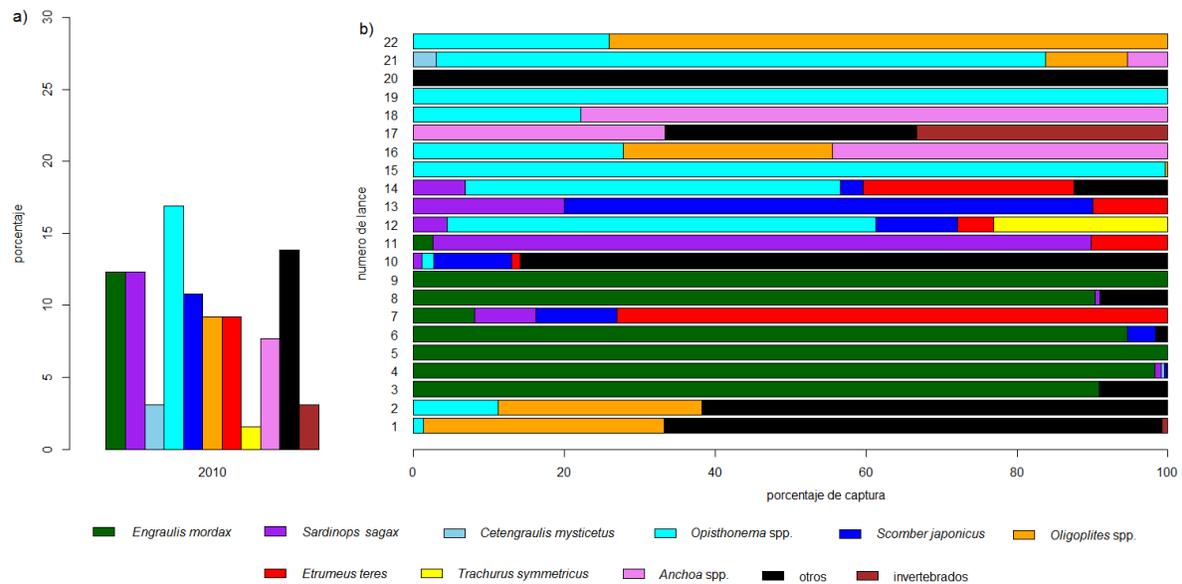


Figura 11. Porcentaje de lances positivos (a) y composición de especies por lance (b) para las especies de peces pelágicos menores, peces agrupados en la categoría “otros” e invertebrados, capturadas en los lances de muestreo de mayo 2010.

Tabla III. Composición por especie y grupo de los lances de pesca de control realizados durante mayo de 2010. Los valores de captura por especie están expresados en porcentajes (L: número de lance; Prof: profundidad de lance; Ct: captura total; Em: *Engraulis mordax*; Sg: *Sardinops sagax*, Cm: *Cetengraulis mysticetus*, Op: *Opisthomena spp.*; Sc: *Scomber japonicus*; Ol: *Oligoplites spp.*; Et: *Etrumeus teres*; Tr: *Trachurus symmetricus*; A; *Anchoa spp.*: ot. Otros; inv: invertebrados

L	Hora	Prof (m)	C _t (kg)	Em	Sg	Cm	Op	Sc	Ol	Et	Tr	An	Ot	Inv
1	18:07	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	02:35	20	9.1	-	-	-	1.3	-	31.8	-	-	-	66.0	0.7
3	19:32	15	4.4	-	-	-	11.2	-	26.9	-	-	-	61.7	-
4	03:05	30	55	90.9	-	-	-	-	-	-	-	-	9.09	-
5	01:12	20	30.5	98.3	0.81	0.3	-	0.3	-	-	-	0.1	-	-
6	17:38	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	19:13	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	02:04	20	100	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	01:10	15	15.8	94.6	-	-	-	3.7	-	-	-	-	1.5	-
10	20:13	20	1.85	8.1	8.1	-	-	10.8	-	72.9	-	-	-	-
11	21:45	35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12	21:19	25	8.8	90.3	0.5	-	-	-	-	-	-	-	9.0	-
13	22:54	45	0.05	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14	19:30	20	9.6	-	1.1	-	1.5	10.3	-	1.1	-	-	85.8	-
15	22:36	30	7.9	2.5	87.3	-	-	-	-	10.1	-	-	-	-
16	01:04	30	35.9	-	4.4	-	56.8	10.8	-	4.7	23.1	-	-	-
17	18:59	50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18	21:43	15	0.5	-	20	-	-	70	-	10	-	-	-	-
19	02:56	25	1.61	-	6.8	-	49.6	3.1	-	27.9	-	-	12.4	-
20	05:12	50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21	19:24	10	30.1	-	-	-	99.6	-	0.36	-	-	-	-	-
22	04:36	20	3.6	-	-	-	27.7	-	27.7	-	-	44.4	-	-
23	20:06	25	0.33	-	-	-	-	-	-	-	-	33.3	33.3	33.3
24	00:59	15	0.9	-	-	-	22.2	-	-	-	-	77.7	-	-
25	04:54	25	0.4	-	-	-	100	-	-	-	-	-	-	-
26	20:00	30	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100	-
27	23:20	10	3.7	-	-	2.9	80.8	-	10.7	-	-	5.3	-	-
28	02:45	25	5.4	-	-	-	25.9	-	74.0	-	-	-	-	-

Sobre la distribución espacial, durante 2010, la C_t y la composición taxonómica tuvieron una distribución heterogénea. En esta campaña se observaron dos tendencias en las características de los lances. Por un lado, aquellos con pocas especies, pero valores de C_t altos fueron obtenidos en la porción norte del Golfo, entre isla Tiburón, Punta Lobos e Isla Ángel de la Guarda; por contraste, lances con valores bajos de C_t , pero con un mayor número de especies, fueron característicos al sur de las Islas. *E. mordax* fue la especie dominante tanto en abundancia como en presencia, particularmente en la región de las Grandes Islas y frente a la Bahía Las Ánimas, BCS.

En la región sur (Loreto, en BCS y Agiabampo, en Sonora) los lances presentaron valores bajos en cuanto a C_t , aunque con mayor número de especies por lance. Los lances, en la región de Mulegé y hacia el sur de la Bahía Agiabampo tuvieron $C_t > 30$ kg. En ambos casos, *Opisthonema spp.* fue la especie dominante. En los lances frente a Guaymas se encontró además a *Oligoplites spp.* La sardina *S. sagax* fue capturada frente a Santa Rosalía y Mulegé (Fig. 12).

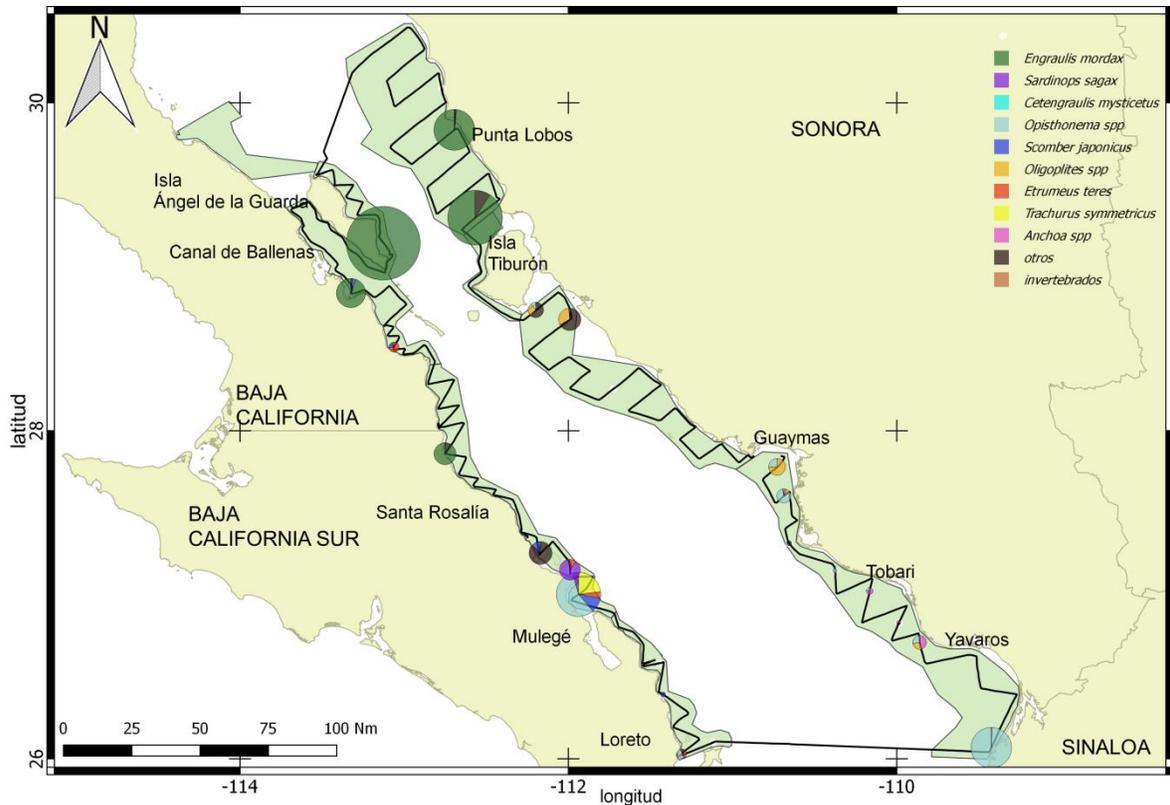


Figura 12. Distribución geográfica y composición de los lances de pesca de control realizados en el Golfo de California durante mayo de 2010. El tamaño del círculo es proporcional al peso de la captura total (kg).

Campaña mayo 2011

Para este muestreo se incrementó el porcentaje de lances efectuados, y en consecuencia los lances positivos para *E. mordax* y *S. sagax*. *Oligoplites* spp. fue la especie con mayor presencia en los lances, aunque en la mayoría de ellos con porcentajes bajos, mientras que el porcentaje de ocurrencia en los invertebrados se redujo (Fig. 13a). En esta campaña se observaron lances dominados por *E. mordax*, con presencia ocasional de *Oligoplites* spp. e invertebrados (lances 1 al 23), mientras que los lances 25 al 43 presentan hasta 5 especies, donde la presencia de *S. sagax* es recurrente (Fig. 13b).

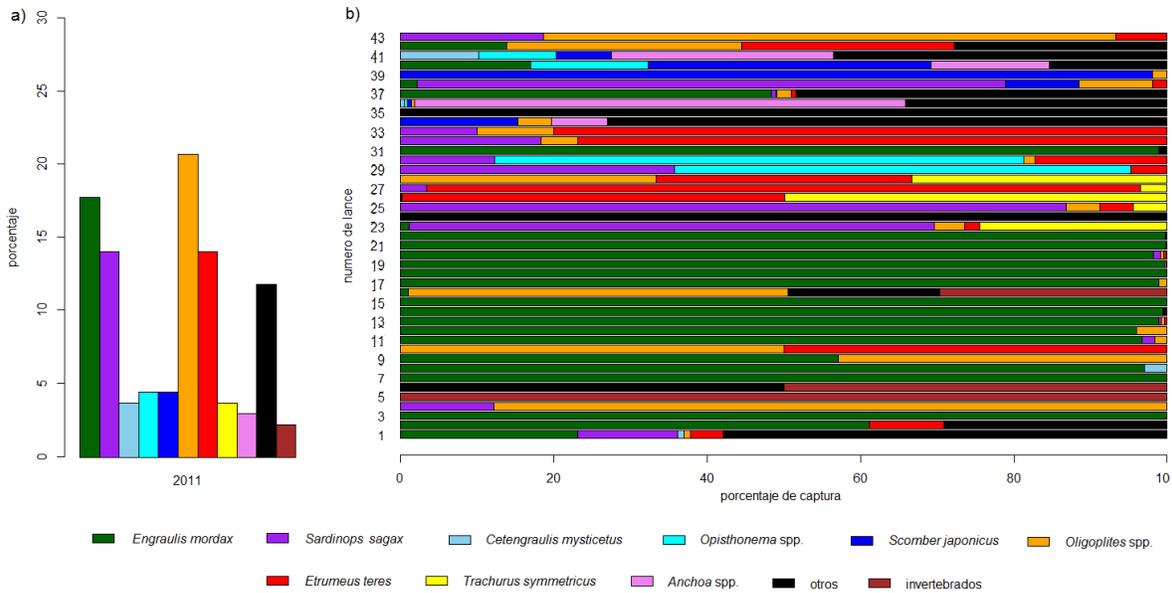


Figura 13. Porcentaje de lances positivos (a) y composición de especies por lance (b) para las especies de peces pelágicos menores, peces agrupados en la categoría “otros” e invertebrados, capturadas en los lances de pesca de control en mayo 2011.

Los valores de C_t son altamente variables en función del grupo, el máximo registrado (400 kg) correspondió a un lance de langostilla, además de un lance de 200 kg y capturas con valores de C_t de aproximadamente 100 kg, constituidos principalmente por anchoveta y numerosos lances con C_t menores a 100 kg, representados principalmente por especies asociadas al grupo “otros” (Tabla IV),

Tabla IV. Composición por especie y grupo de los lances de pesca de control realizados durante mayo de 2011. Los valores de captura por especie están expresados en porcentajes (L: número de lance; Ct: captura total; Em: *Engraulis mordax*, Sg: *Sardinops sagax*; Cm: *Cetengraulis mysticetus*; Op: *Opisthonema libertate*; Sc: *Scomber japonicus*; Ol: *Oligoplites spp.*, Et, *Etrumeus teres*; Tr: *Trachurus symmetricus*; An: *Anchoa spp.*; ot: otros; inv: invertebrados.

L	Hora	Prof (m)	C _t (kg)	Em	Sg	Cm	Op	Sc	Ol	Et	Tr	An	Ot	Inv
1	00:25	15	13.8	23.1	13.0	0.8	-	-	0.8	4.34	-	-	57.8	-
2	22:00	15	1.14	61.1	-	-	-	-	-	9.7	-	-	29.1	-
3	22:52	12.5	20	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	01:10	15	0.91	-	12.1	-	-	-	87.8	-	-	-	-	-
5	20:20	15	400	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100
6	23:30	15	0.22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50	50
7	19:30	15	3	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	01:00	12.5	10.3	97.0	-	2.9	-	-	-	-	-	-	-	-
9	20:25	15	35	57.1	-	-	-	-	42.8	-	-	-	-	-
10	23:20	-	0.22	-	-	-	-	-	50	50	-	-	-	-
11	22:30	15	6.72	96.6	1.65	-	-	-	1.65	-	-	-	-	-
12	21:15	30	62.5	96	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-
13	23:25	20	30.3	98.9	0.36	-	-	-	0.36	0.36	-	-	-	-
14	02:30	20	100.5	99.4	0.11	0.1	-	-	0.11	0.11	-	-	0.11	-
15	19:45	40	40	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16	00:25	25	10.1	0.99	-	-	-	-	49.5	-	-	-	19.8	29.7
17	02:15	50	10.11	98.9	-	-	-	-	1.09	-	-	-	-	-
18	19:15	20	0.11	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
19	21:30	15	60.22	99.6	-	-	-	-	0.1	-	-	-	0.1	-
20	23:30	25	61.11	98.1	0.9	-	-	-	0.3	0.3	-	-	0.1	-
21	19:45	45	200.1	99.9	0.07	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22	23:05	20	80.2	99.7	0.13	-	-	-	0.13	-	-	-	-	-
23	20:05	15	10.21	1.08	68.5	-	-	-	3.9	1.9	24.4	-	-	-
24	05:00	15	0.11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100	-
25	20:10	20	2.53	-	86.8	-	-	-	4.38	4.38	4.38	-	-	-
26	22:10	20	120.2	-	0.09	-	-	-	0.09	49.9	49.9	-	-	-
27	23:45	25	3.22	-	3.44	-	-	-	-	93.1	3.44	-	-	-
28	02:30	20	0.33	-	-	-	-	-	33.3	33.3	33.3	-	-	-
29	20:15	25	4.2	-	35.7	-	59.5	-	-	4.7	-	-	-	-
30	21:55	25	20.3	-	12.3	-	68.9	-	1.47	17.2	-	-	-	-
31	00:45	45	10.1	98.9	-	-	-	-	-	-	-	-	1.09	-
32	22:35	25	8.2	-	18.2	-	-	-	4.8	76.8	-	-	-	-
33	01:40	25	3	-	10	-	-	-	10	80	-	-	-	-
34	21:30	15	13.7	-	-	-	-	15.3	4.3	-	-	7.2	72.9	-
35	00:10	20	30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100	-

36	02:00	10	23.4	-	-	0.4	0.47	0.47	0.47	-	-	63.9	34.1	-
37	20:00	20	103.3	48.3	0.58	-	0.1	-	1.83	0.67	-	-	48.3	-
38	23:30	30	5.21	2.13	76.7	-	-	9.59	9.59	1.91	-	-	-	-
39	01:50	20	15.3	-	-	-	-	98.0	1.96	-	-	-	-	-
40	19:55	15	32.5	16.9	-	-	15.3	36.9	-	-	-	15.3	15.3	-
41	21:55	20	34.5	-	-	10.1	10.1	7.24	-	10	-	28.9	43.4	-
42	01:45	-	7.2	13.8	-	-	-	-	30.5	27.7	-	-	27.7	-
43	02:50	20	13.4	-	18.6	-	-	-	74.6	6.7	-	-	-	-

Para la campaña de 2011 (Fig. 14) *S. sagax* estuvo presente en 19 lances asociados a capturas considerablemente bajas ($C_t < 10$ kg) en los polígonos de la región centro-sur del Golfo de California. Por el contrario, *E. mordax* estuvo presente en toda el área de estudio (desde Punta Lobos e isla Ángel de la Guarda, hasta Agiabampo). Sin embargo, existe una clara diferencia de la abundancia en función del litoral de muestreo. En la costa de Sonora-Sinaloa las capturas fueron bajas, la mayoría de los lances presentaron $C_t < 10$ kg, excepto uno que alcanzó 37 kg. En la porción sur de la península se observó una condición similar; sin embargo, para la zona norte (costa este de isla Ángel de la Guarda, hasta Bahía Los Ángeles y Bahía San Rafael) los valores de C_t fueron los más altos, compuestos principalmente por *E. mordax*. Sólo en un lance realizado cerca de Puerto Refugio, Sonora, la captura total fue baja ($C_t = 11.5$ kg, Tabla IV) y *E. mordax* no fue observada.

Para el resto de las especies, en la porción que comprende desde Guaymas hasta Loreto-Agiabampo, nuevamente se encontraron lances con baja abundancia pero con una composición más diversa. Esto fue particularmente notable en la región Guaymas-Agiabampo, donde las especies de *Anchoa* spp., *Oligoplites* spp. y los peces no pelágicos (categoría “otros”) presentaron altos porcentajes (50% y 100%) en varios de los lances de esta zona. En la porción de Baja California Sur, fueron obtenidos con valores de $C_t < 10$ kg con dos o tres especies. El lance realizado frente a Bahía Kino, Sonora tuvo una captura de 400 kg de langostilla (*Pleuroncodes planipes*). En el lance realizado entre Punta Chivato e Isla San Marcos, B.C.S., se capturaron 120 kg de *T. symmetricus* y *E. teres*.

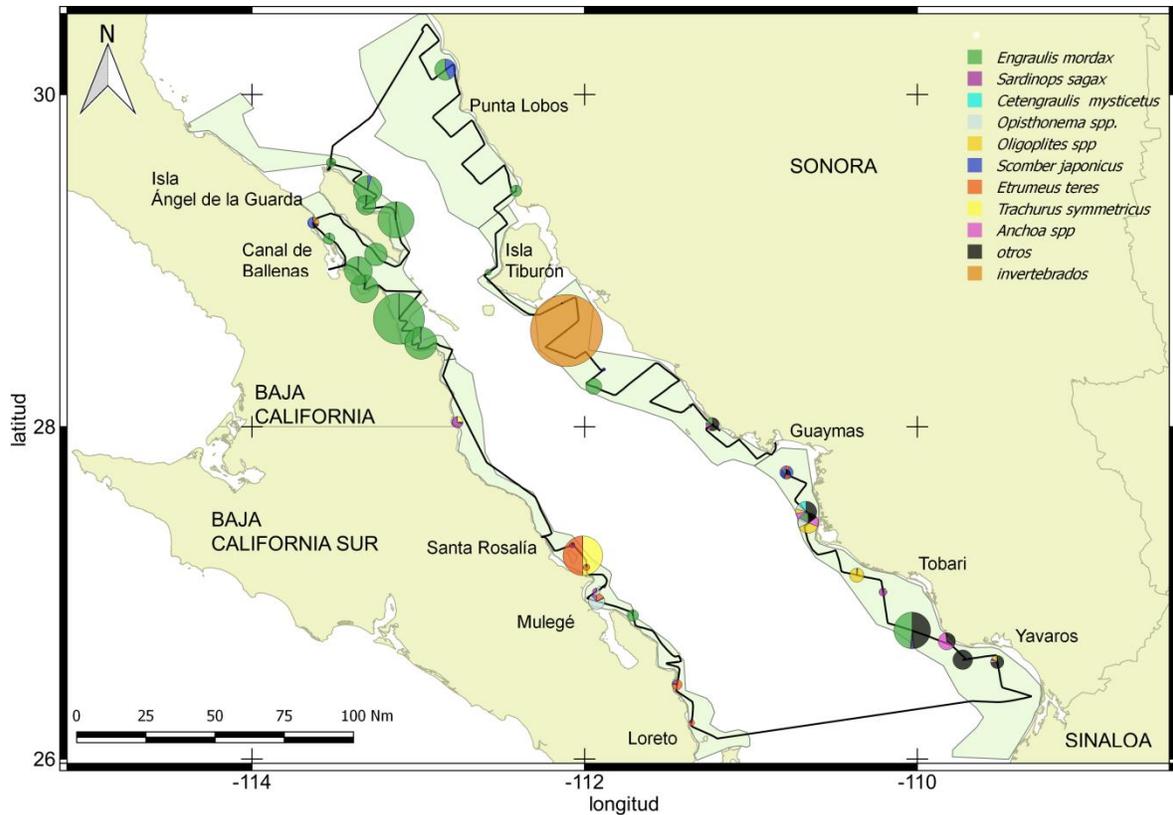


Figura 14. Distribución geográfica y composición de los lances de pesca de control realizados en el Golfo de California durante mayo de 2011. El tamaño del círculo es proporcional al peso de la captura total (kg).

Campaña mayo 2012

Los muestreos de este año presentaron tendencias diferentes a los años anteriores, los peces de la categoría “otros” son el grupo más recurrente en los lances (20.8 %), seguido de *E. mordax* y *S. caeruleus*. Por el contrario, *C. mysticetus* y los invertebrados estuvieron ausentes. El resto de las especies también incrementó su presencia (Fig. 15a).

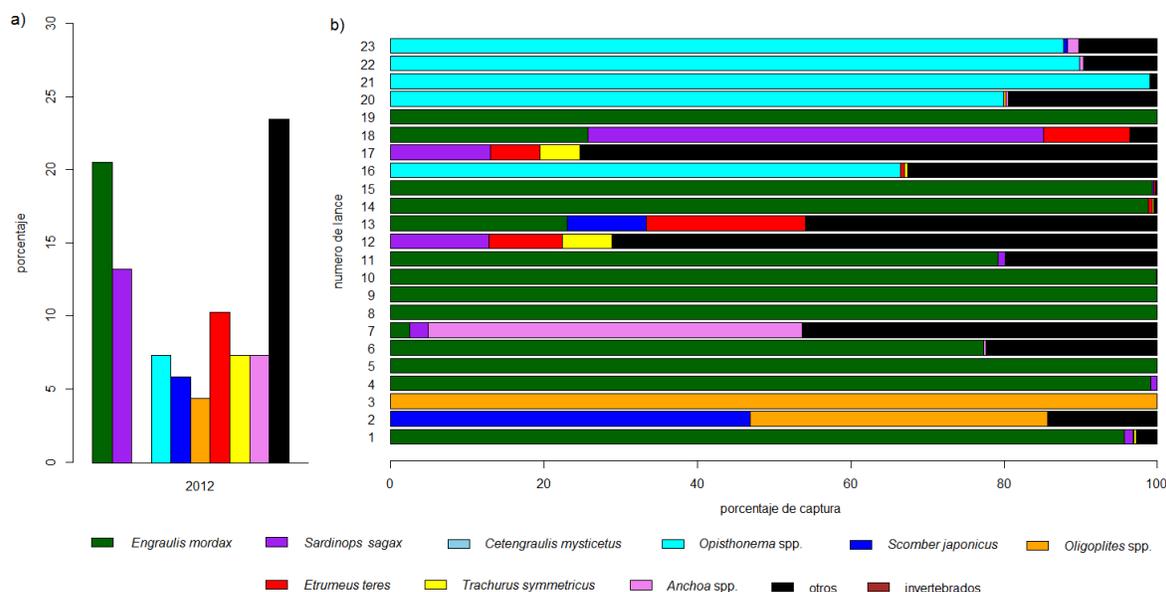


Figura 15. Porcentaje de lances positivos (a) y composición de especies por lance (b) para las especies de peces pelágicos menores, peces agrupados en la categoría “otros” e invertebrados, capturadas en los lances de pesca de control en mayo 2012.

E. mordax es la especie con mayor proporción en los lances, en orden descendente le sigue *Opisthonema spp.* y los peces de la categoría “otros” (Fig. 15 b), los valores de C_t presentaron fuertes variaciones, pero se mantienen compuestos en su mayoría por *E. mordax*. (Tabla V).

Tabla V. Composición por especie y grupo de los lances de pesca de control realizados durante mayo de 2012. Los valores de captura por especie están expresados en porcentajes. (L: número de lance; C_t : captura total; Em: *Engraulis mordax*, Sg: *Sardinops sagax*; Cm: *Cetengraulis mysticetus*; Ol: *Olioplites spp.*; Et: *Etrumeus teres*; Tr: *Trachurus symmetricus*; An: *Anchoa spp.*; ot: otros; inv: invertebrados).

L	Hora	Prof (m)	C_t (kg)	Em	Sg	Cm	Op	Sc	Ol	Et	Tr	An	ot	Inv
1	19:55	25	73.1	95.6	1	-	-	0.1	-	-	0.2	-	2.8	-
2	04:00	15	2.4	-	-	-	-	46.9	38.7	-	-	-	14.2	-
3	19:50	20	6.2	-	-	-	-	-	100	-	-	-	-	-
4	01:05	25	12.1	99.1	0.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	04:15	20	0.2	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	23:10	30	16.8	77.3	-	-	-	-	-	-	-	0.2	22.3	-
7	-	-	4.1	2.4	2.4	-	-	-	-	-	-	48.7	46.3	-
8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	19:24	25	1	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

10	22:35	25	1.5	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	03:35	25	180.1	99.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12	01:25	30	25.2	79.2	0.9	-	-	-	-	-	-	-	19.8	-
13	04:20	20	1.5	-	12.8	-	-	-	-	9.6	6.4	-	71.1	-
14	20:12	25	0.4	22.9	-	-	-	10.3	-	20.7	-	-	45.9	-
15	22:00	25	60.7	98.8	-	-	-	-	-	0.4	0.1	-	0.4	-
16	20:20	30	50.3	99.3	0.1	-	-	-	-	0.1	-	-	0.2	-
17	00:55	25	37.6	-	-	-	66.4	-	-	0.5	0.3	-	32.5	-
18	-	-	3.85	-	12.9	-	-	-	-	6.4	5.1	-	75.3	-
19	-	-	6.2	25.7	59.4	-	-	-	-	11.2	-	-	3.5	-
20	-	25	15	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21	-	30	37.5	-	-	-	79.8	-	0.3	-	-	0.2	19.4	-
22	-	20	131.3	-	-	-	99	-	-	-	-	-	0.9	-
23	-	25	22.2	-	-	-	89.8	-	-	-	-	0.4	9.6	-
24	-	-	17.1	-	-	-	87.7	0.5	-	-	-	1.4	10.2	-

En 2012 la captura y composición de los lances presentó diferencias con respecto a los años anteriores. En general los lances presentaron un número menor de especies. En la región de Sinaloa - Sonora, se presentaron valores bajos de captura, excepto frente a Guaymas ($C_t = 73.2$ kg) y al norte de Agiabampo, con $C_t = 131.3$ kg. En esta zona la especie dominante en abundancia fue *Opisthonema spp.* a diferencia de 2010 y 2011. La sardina monterrey sólo estuvo presente en 9 lances con capturas $C_t < 4$ kg localizados en la costa de Baja California y Baja California Sur. La captura más alta (3.7 kg) se observó en el lance entre Loreto y Mulegé. En la región de Punta Lobos también se observó un incremento en los porcentajes de los peces de la categoría “otros”, especialmente en los lances de la porción sur. La especie dominante en la campaña 2012 fue *Engraulis mordax*. Su distribución cubrió toda la zona de estudio, pero las capturas más altas se concentraron entre Isla Ángel de la Guarda ($C_t = 180$ kg) y San Rafael ($C_t = 50$ kg, Fig.16).

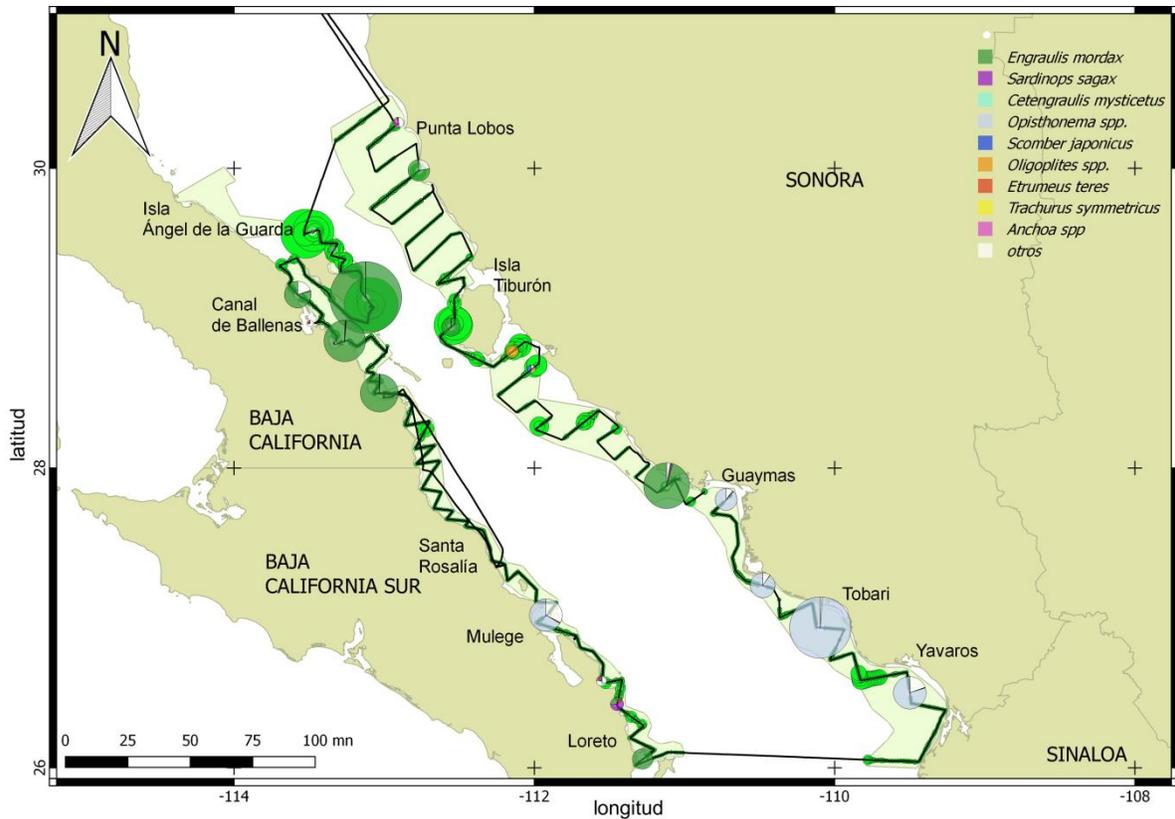


Figura 16. Distribución geográfica y composición de los lances de pesca de control realizados en el Golfo de California durante mayo de 2012. El tamaño del círculo es proporcional al peso de la captura total (kg).

Campaña mayo 2013

En 2013, la categoría “otros” nuevamente fue la más representada, se redujo el porcentaje de ocurrencia de *E. mordax* y *S. sagax*, aunque se mantuvieron como grupos de importancia, después de peces de la categoría “otros”. Como en muestreos anteriores, *C. mysticetus* fue la especie menos representada (1 %, Fig. 17). Prevalecen valores de captura bajos, con excepción de cinco lances con capturas mayores a 100 kg, compuestas principalmente por *E. mordax* (Tabla VI).

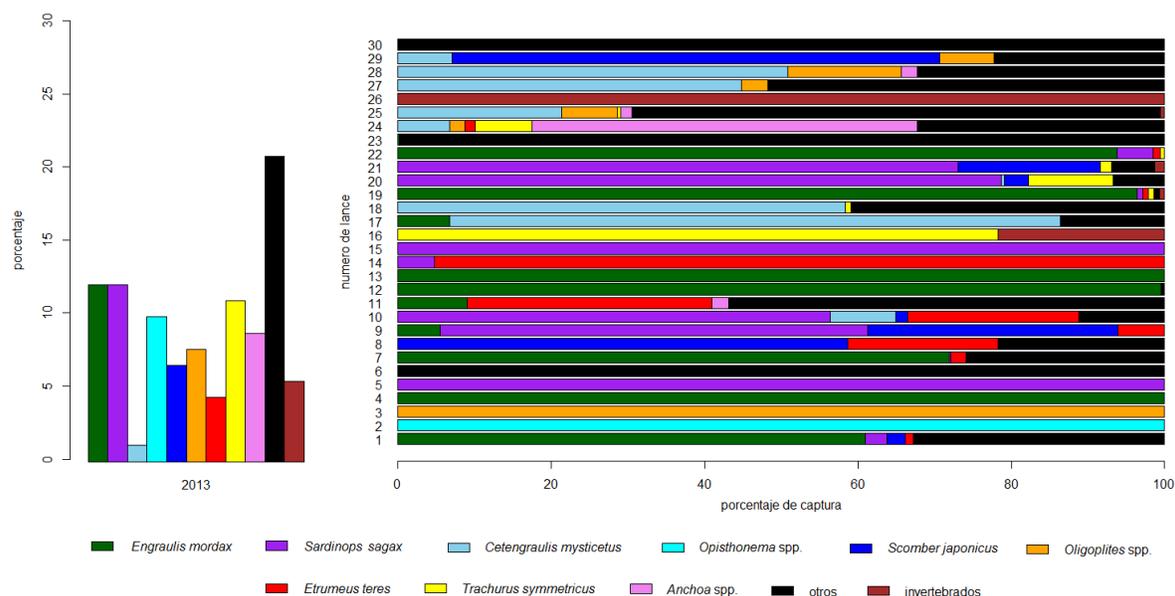


Figura 17. Porcentaje de lances positivos (a) y composición de especies por lance (b) para las especies de peces pelágicos menores, peces agrupados en la categoría “otros” e invertebrados, capturadas en los lances de pesca de control en mayo 2013.

Tabla VI. Composición por especie y grupo de los lances de pesca de control realizados durante mayo de 2013. Los valores de captura por especie están expresados en porcentajes. (Ct: captura total; Em: *Engraulis mordax*, Sg: *Sardinops sagax*; Cm: *Cetengraulis mysticetus*; Op: *Opisthonema libertate*; Sc: *Scomber japonicus*; Ol: *Oligoplites spp.*; Et: *Etrumeus teres*; Tr: *Trachurus symmetricus*; An: *Anchoa spp.*; ot: otros; inv: invertebrados).

L	Hora	Prof (m)	C _t (kg)	Em	Sg	Cm	Op	Sc	Ol	Et	Tr	An	ot	Inv
1	04:34	30	10.6	60.9	2.8	-	-	2.3	-	1	-	-	32.8	-
2	13:59	25	0.11	-	-	-	100	-	-	-	-	-	-	-
3	04:30	20	2.7	-	-	-	-	-	100	-	-	-	-	-
4	09:13	20	350	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	14:42	225	0.1	-	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	18:45	180	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	20:50	20	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100	-
8	20:05	25	34.7	71.9	0.1	-	-	-	-	2	-	-	25.8	-
9	03:50	45	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10	19:05	20	0.51	-	-	-	-	58.7	-	19.5	-	-	21.7	-
11	20:00	20	36.2	5.5	55.8	-	-	32.5	-	6	-	-	-	-
12	19:30	20	18.8	-	56.3	8.5	-	1.5	-	22.3	-	-	11.1	-

13	22:40	20	6.6	9	-	-	-	-	-	31.8	-	2.2	56.8	-
14	03:00	20	25.1	99.5	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-
15	23:00	20	120	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16	20:05	50	2.1	-	4.7	-	-	-	-	95.2	-	-	-	-
17	21:25	20	350	-	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18	20:05	20	0.5	-	-	-	-	-	-	-	78.2	-	-	21.7
19	12:40	20	1.6	6.7	-	79.6	-	-	-	-	-	-	13.5	-
20	03:45	15	17.1	-	-	58.4	-	-	-	-	0.6	-	40.9	-
21	21:35	45	15.5	96.4	0.7	-	-	-	-	0.7	0.7	-	0.7	0.7
22	04:35	20	25.4	-	78.6	0.4	-	3.1	-	-	11	-	6.7	-
23	19:45	20	7.53	-	73	-	-	18.5	-	-	1.4	-	5.6	1.3
24	23:05	30	21.3	93.8	4.6	-	-	-	-	0.9	0.5	-	-	-
25	19:05	180	64.0	0.1	-	-	-	-	-	-	-	-	99.8	-
26	22:30	20	14.9	-	-	6.7	-	-	2	1.3	7.3	50.3	32.2	-
27	05:15	20	-	-	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
28	19:20	20	24.8	-	-	21.3	-	-	7.2	-	0.4	1.4	68.8	0.6
29	22:45	15	21.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100
30	19:25	20	4.4	-	-	44.8	-	-	3.3	-	-	-	51.8	-
31	23:20	20	2.36	-	-	50.8	-	-	14.8	-	-	2.1	32.2	-
32	03:15	25	1.57	-	-	7	-	63.6	7	-	-	-	22.2	-
33	19:20	20	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100	-

La distribución de las capturas en la campaña de 2013 tuvo un patrón similar a las de las campañas anteriores. Nuevamente los lances realizados en la porción centro-sur presentaron valores de captura bajos. Como en las campañas anteriores, el número de especies por lance fue mayor en la costa de Baja California Sur, disminuyendo la abundancia y frecuencia relativa de *O. libertate*. Aquí se registró un lance monoespecífico para *Oligoplites spp.* Los peces de la categoría “otros” se observaron principalmente en lances realizados en el sur de Agiabampo. El lance con mayor captura de “otros peces” se registró en Punta Lobos con 100 kg. En esta campaña *S. sagax* estuvo presente en 18 de los 33 lances efectuados en Isla Ángel de la Guarda y Bahía San Rafael, BC. Las capturas fueron en su mayoría moderadas, sin embargo, en uno de los lances fue obtenida una de las capturas más altas para todas las especies (350 kg) constituida 100% por *Sardinops sagax*. En el lance 22 esta especie tuvo una captura de 50 kg. La anchoveta norteña también modificó su distribución concentrándose entre Isla Ángel de la Guarda y Bahía San Rafael. Los valores más altos (120 kg) se registraron en el lance 15 en Bahía los

Ángeles y 400 kg frente a Isla Tiburón. En la región de Loreto se obtuvo un lance con 21.3 kg principalmente de *E. mordax* (90 % de la captura, Fig. 18).

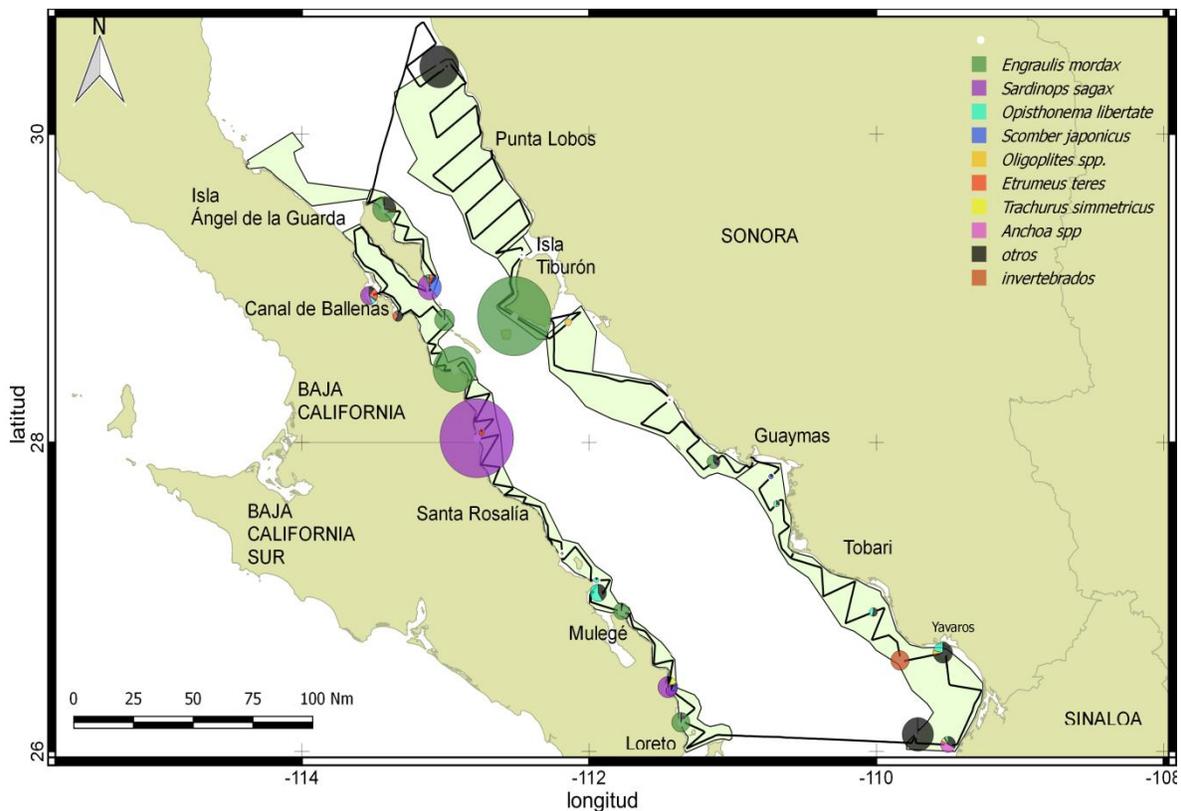


Figura 18. Distribución geográfica y composición de los lances de pesca de control realizados en el Golfo de California durante mayo de 2013. El tamaño del círculo es proporcional al peso de la captura total (kg).

3.1.3. Distribución por tallas – especie

Un ejemplo de la distribución por tallas para *Engraulis mordax* en los lances efectuados durante 2010 puede observarse en la figura 17. En 2010 esta especie presentó una distribución por tallas entre 45 –115 mm, se identificaron dos grupos modales, uno a los 55 mm, observado en cuatro lances, y otro en 105 mm en un lance. El espectro de tallas más amplio se encontró en el lance 4, donde la talla modal se encontró a los 105 mm (Fig. 19) (la distribución de tallas de ambas especies para el resto de los lances puede observarse en el anexo 2)

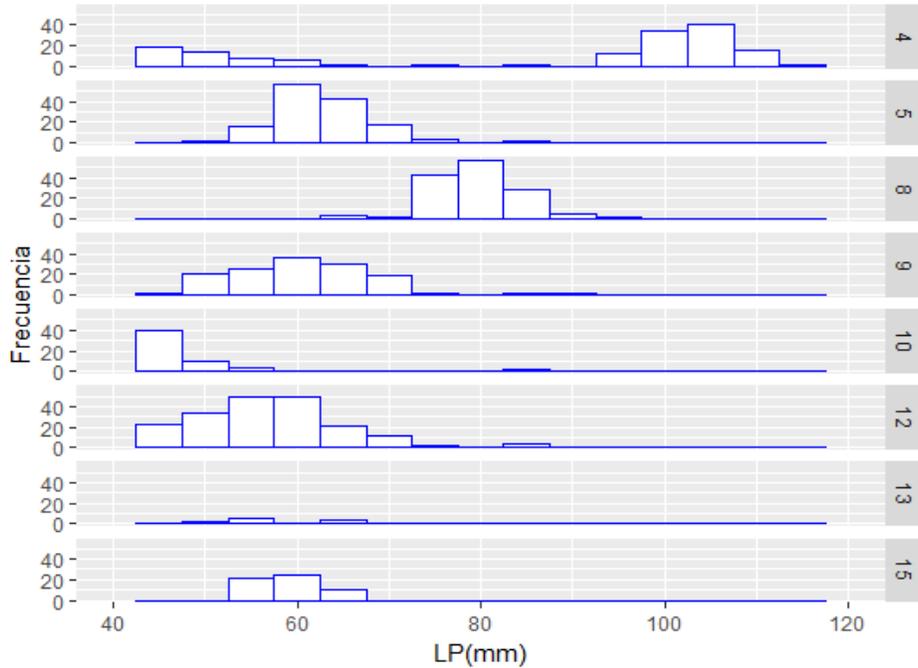


Figura 19. Estructura de tallas en intervalos de 5 mm de longitud patrón (LP) de *Engraulis mordax* capturada por lance positivo de pesca de control en el Golfo de California durante mayo de 2010.

La variación en los valores longitud patrón (mm) de *Sardinops sagax* por polígono y año de muestreo se observa en la tabla VII. Es interesante observar que en los años 2010 y 2012 los valores promedio de LP son menores a los obtenidos para 2011 y 2013, La variación de tallas dentro de cada polígono es reducida, el año de 2010 presentó la variación más alta, aunque esto se deba posiblemente al tamaño de muestra para los datos del polígono 4 ($n= 3$). Al comparar entre años - polígono los polígonos 3, 5 y 6, ubicados en la costa sur de Sonora y BCS, presentaron los valores de LP más altos. La región de las grandes islas (polígonos 4 y 7) presentó individuos con tallas relativamente moderadas (79.4 – 133 mm).

Tabla VII. Longitud patrón promedio (mm) de *Sardinops sagax*, obtenida a partir de los lances de pesca de control, por polígono y año de muestreo en el Golfo de California.

Polígono	Año de muestreo			
	2010	2011	2012	2013
1	79.4	-	61.7	-
2	-	124.7	79.0	121.2
3	-	171.7	-	-
4	130	136.1	97.7	143.7
5	84.5	163.2	-	119.9
6	91.4	125.9	92.5	168.1
7	-	-	79.4	133

Para *Engraulis mordax* se observaron valores de LP promedio por polígono que oscilan entre 61.7 y 125.55 mm en el periodo de 2010 a 2012 (en el polígono 7, en isla Tiburón se registró una LP promedio de 125.5 mm). En 2010 sólo tuvo presencia en tres regiones de muestreo, y con menores valores de LP. En el muestreo de 2013, el promedio de LP se incrementó en más del 30%; en este año, la LP más alta se encontró en el polígono 6 (región de Mulegé - Loreto).

Tabla VIII. Longitud patrón promedio (mm) de *Engraulis mordax*, obtenida a partir de los lances de pesca de control, por polígono y año de muestreo en el Golfo de California.

polígono	Año de muestreo			
	2010	2011	2012	2013
1	90.7	68.7	61.7	-
2	-	91.5	79.0	121.2
3	-	101.5	-	-
4	67.6	111.9	97.7	143.7
5	66.2	-	-	119.9
6	-	97.2	92.5	168.1
7	-	125.5	79.4	133

3.2 Datos acústicos

3.2.1 Estimación del umbral de ecointegración en prospecciones de una frecuencia

Se determinó el valor umbral de S_v a partir del análisis de 1209 valores, de los que 634 correspondieron a la categoría “otros” y 575 a la categoría “cardúmenes de peces” distribuidos sobre ecogramas asociados a siete lances donde predominó la anchoveta norteña (*Engraulis mordax*) o la sardina monterrey (*Sardinops sagax*), se realizó un histograma que representa los valores de S_v agrupados independientemente de su categoría junto con las curvas de PDF ajustadas para cada componente identificado mediante el algoritmo EM. El umbral óptimo calculado (- 59.4 dB) representa la línea de corte donde las probabilidades de que un pixel seleccionado al azar pertenezca ya sea a las categorías “cardúmenes de peces” o a “otros” son iguales. Este valor se representó mediante una línea punteada, y corresponde a la intersección entre las dos curvas (Fig. 20).

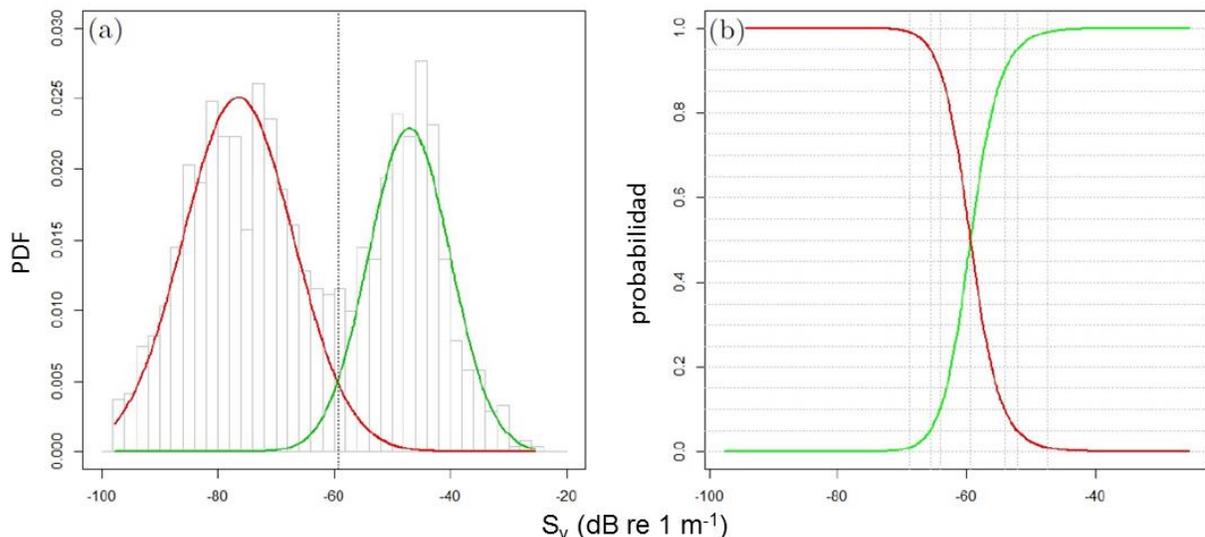


Figura 20. Histograma de los valores agrupados de S_v y las funciones de densidad de probabilidad obtenidas con el algoritmo EM. La línea punteada vertical en la intersección de las curvas representa el umbral óptimo de -59.4 dB para diferenciar entre valores de S_v correspondientes a las categorías “cardúmenes de peces” o bien

a la categoría “otros”. El gráfico a la derecha representa los valores de probabilidad asociados a valores específicos de S_v para las categorías mencionadas.

Algunos ejemplos de ecograma mostrando el mismo cardumen bajo su forma original, y con el filtro aplicado se observan en la Figura 21.

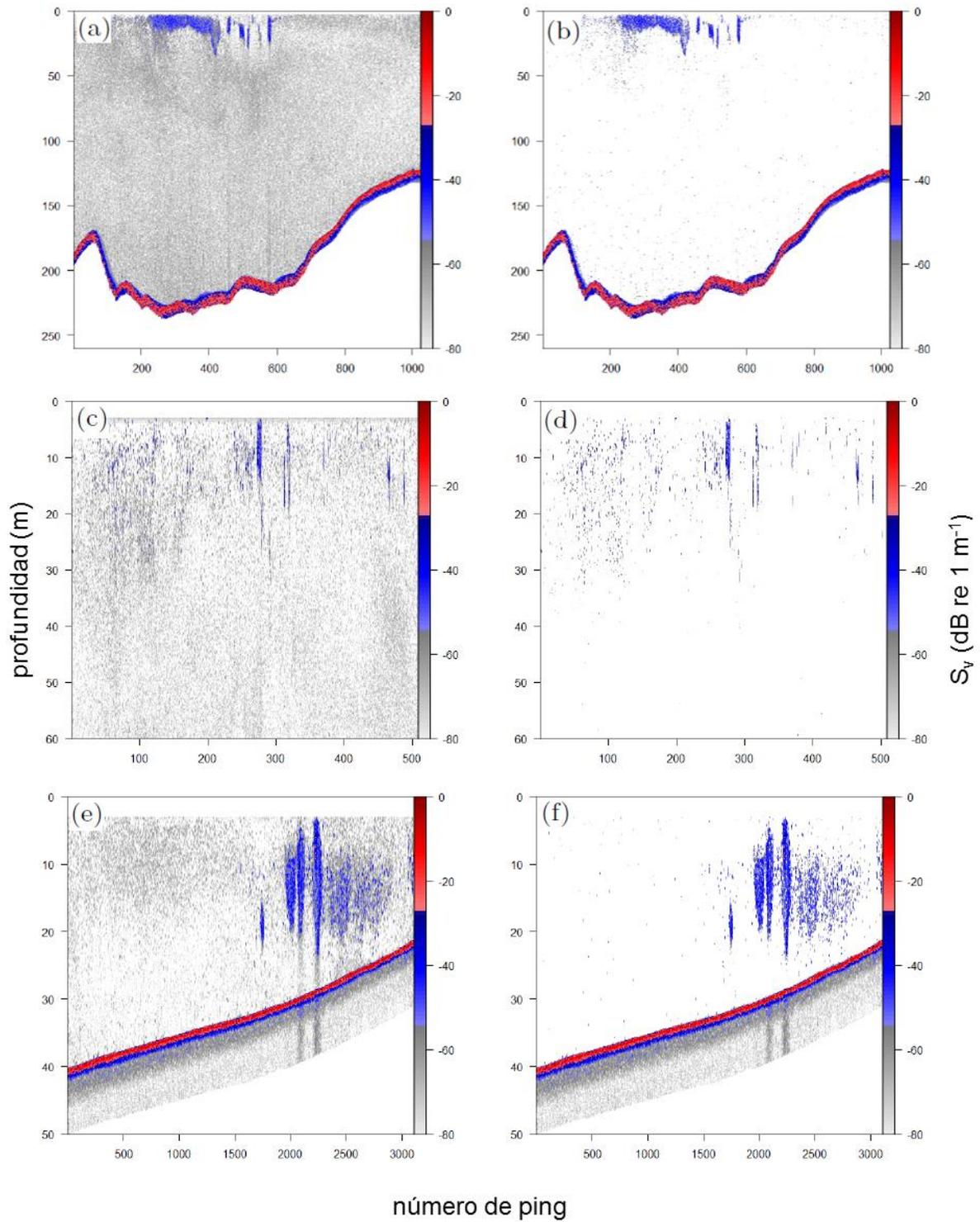


Figura 21. Ejemplos de cardúmenes registrados en un ecograma original (a, c, e) y un ecograma con umbral de -59.4 dB (b, d, f). Se ha removido el estrato 0-5 m.

En la figura 22 a-d se muestra la determinación del umbral a partir de la suma $S_{38 \text{ kHz}}+S_{120 \text{ kHz}}$ obtenida para cuatro ecogramas asociados a lances con capturas de *S. sagax* y *E. mordax* en las campañas de 2012 y 2013. Se observa que las modas y el valor umbral que las separa ambos grupos fueron variables (Tabla VII)

Tabla IX. Valores umbral obtenidos para la suma de $S_{38 \text{ kHz}}+S_{120 \text{ kHz}}$ en secciones de ecogramas asociados a lances, para las campañas 2012 y 2013.

año	lance	Valor umbral (suma dB)
2012	11	-122.93
	10	-120.40
2013	11	-126.65
	22	-124.94

El valor umbral se estableció como el promedio calculado a partir de los valores asociados a cada uno de los lances anteriores, resultando en -123.73 dB, mismo que fue utilizado para separar la fracción de peces pelágicos del zooplancton.

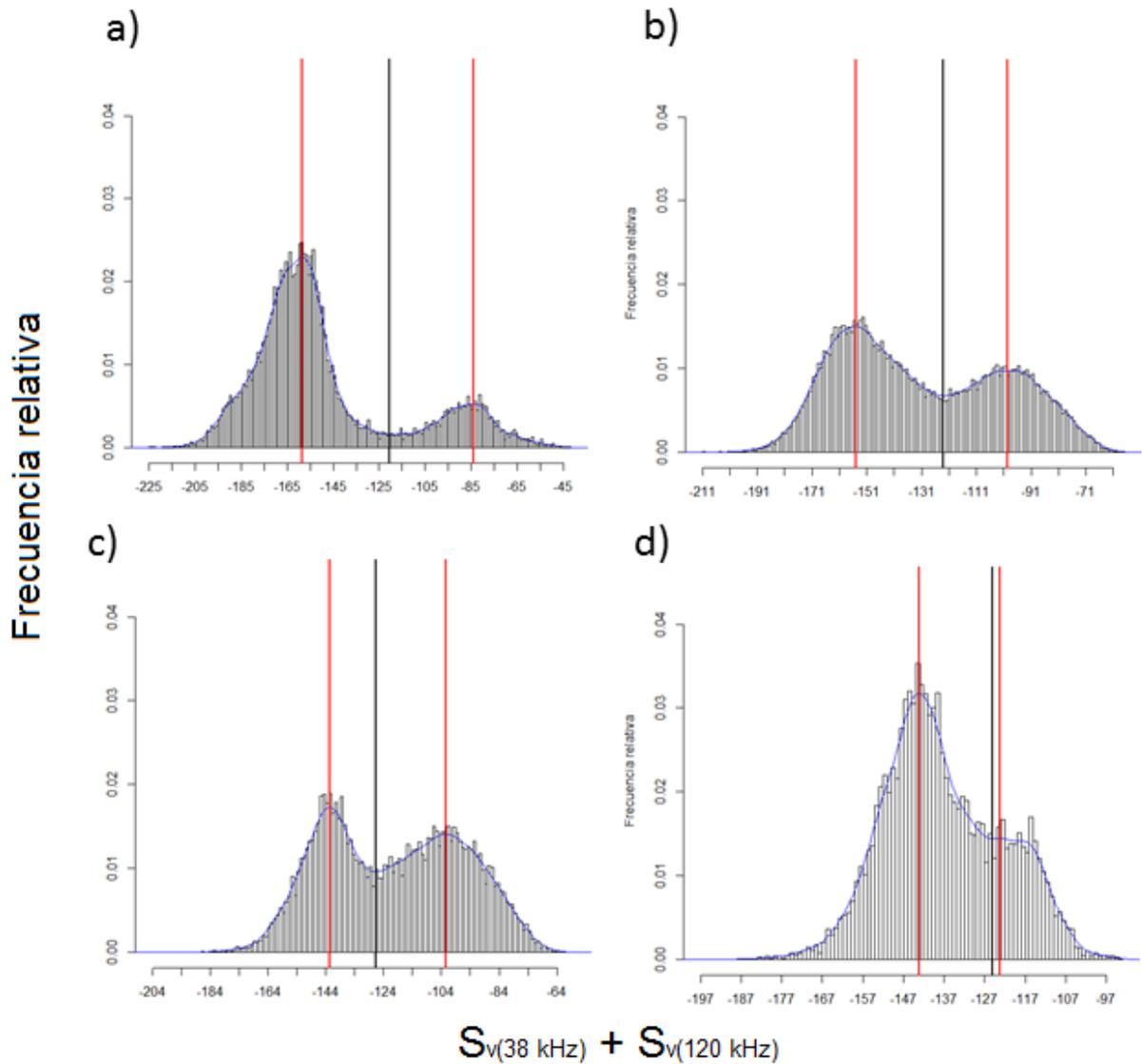


Figura 22. Distribución de frecuencias de la suma del índice de retrodispersión por volumen (S_V) obtenidas para la suma de 38 y 120 kHz en diferentes lances de las campañas 2012 y 2013. Las líneas rojas indican las modas, la línea negra indica el umbral de la distribución, la línea azul en el histograma representa la función de densidad de probabilidad a) lance 10, 2012, b) lance 11, 2012, c) lance 11, 2013; d) lance 22, 2013.

3.2.2 Distribución geográfica del s_A de pelágicos menores durante las campañas de muestreo

Variación del s_A entre muestreos

La comparación de los valores de ecointegración entre campañas mostró un patrón de distribución relativamente similar. En este caso se compararon los valores del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada con prospecciones de 38 kHz, para 2010 y 2011, con los obtenidos a partir de ecogramas que solamente fueron sometidos a corrección de fondo. Al norte de Sonora (Punta Lobos) se obtuvieron valores medios a bajos ($s_A < 20,000 \text{ m}^2 \cdot \text{mn}^2$), durante 2010 y 2011. Se observó un incremento de la energía asociada a peces pelágicos menores durante 2012 y 2013. En la región de las Grandes Islas, y particularmente en el Canal de Ballenas-Bahía San Rafael-Bahía las Ánimas, se obtuvo un incremento elevado de la energía ecointegrada asociada a peces pelágicos menores. En 2012 se obtuvieron los valores más altos de todos los muestreos, seguidos de 2011 y 2013. En Isla Tiburón los registros más altos también se obtuvieron en 2012, y en menor medida en 2013. La región sur de la costa de Sonora se caracterizó por mostrar, de manera consistente, valores de s_A entre 10,000 y 20,000 $\text{m}^2 \cdot \text{mn}^2$, particularmente en el muestreo de 2013. En la costa de Baja California, por el contrario, las ecointegraciones obtenidas fueron de menor magnitud, con una excepción. A diferencia de los otros muestreos, en 2011 (Fig. 23) se identificó una ESU con un valor atípico de ecointegración localizado entre Santa Rosalía y Mulegé, BCS ($s_A > 115,000 \text{ m}^2 \cdot \text{mn}^2$). La revisión de éste ecograma mostró la presencia de un cardumen de aproximadamente una milla de longitud y 80 m de profundidad.

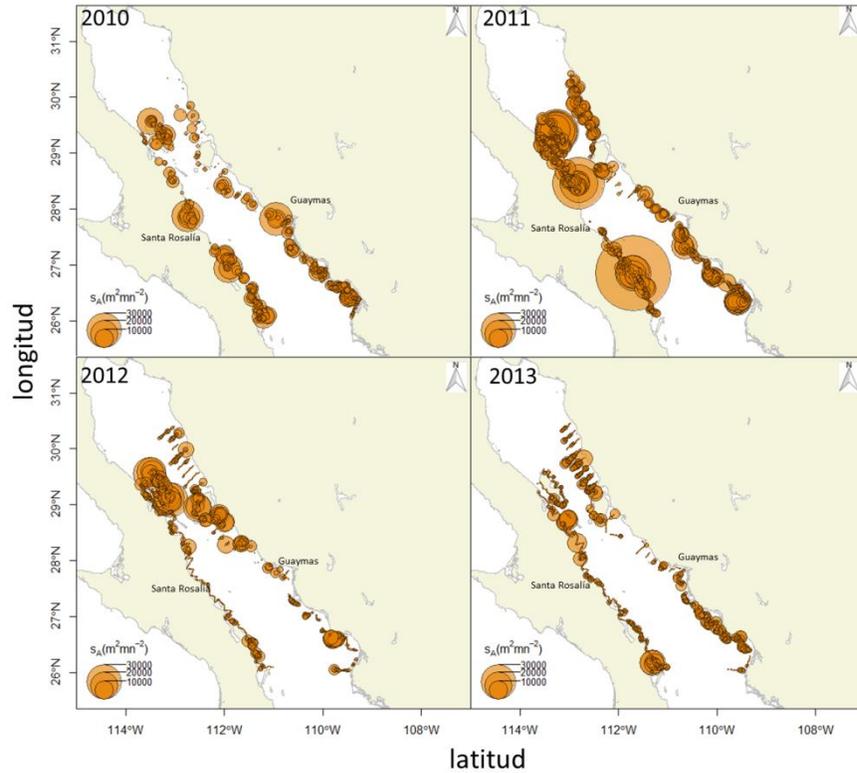


Figura 23. Comparación de la distribución geográfica de s_A ($m^2 \cdot mn^{-2}$) asociado a peces pelágicos menores (todas las especies combinadas) en el Golfo de California durante las temporadas de muestreo, utilizando ecogramas con corrección de fondo. Destaca el valor anómalo detectado en el sur de la península en 2011.

En los mapas de s_A obtenidos con ecogramas filtrados se observaron tendencias similares entre campañas, tanto en distribución de valores como en magnitud. Durante 2013 se observaron diferencias en la magnitud de los valores de eointegración obtenidos en la porción sur de la península. Durante 2012 los valores más altos se concentraron en la región de las Grandes Islas y durante el 2013 en la porción sur entre Mulegé-Loreto (Fig. 24).

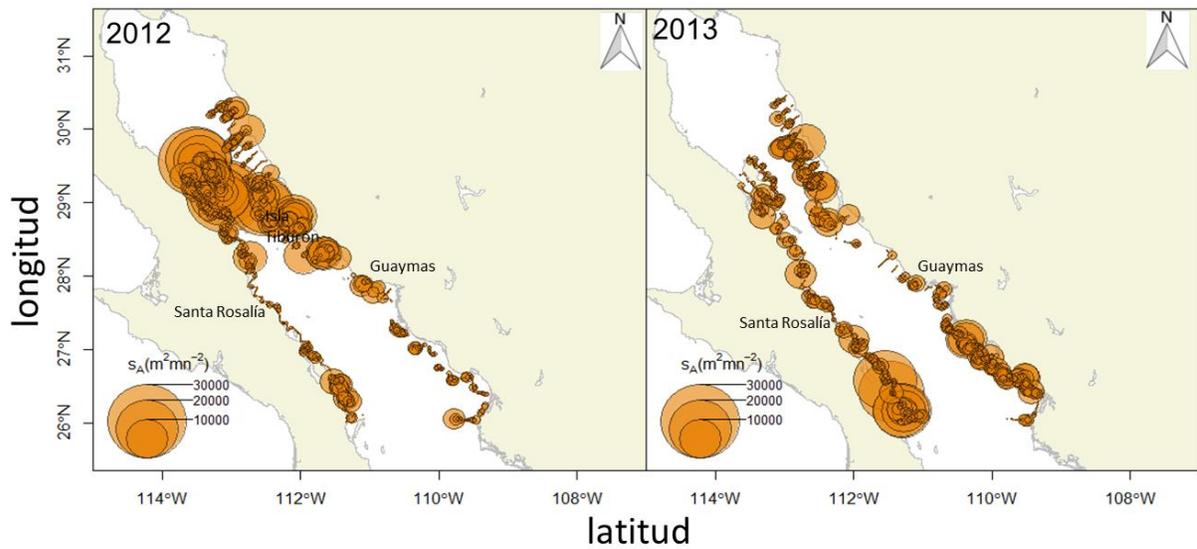


Figura 24. Comparación de la distribución geográfica de s_A ($m^2 \cdot mn^{-2}$) asociado a peces pelágicos menores (todas las especies combinadas) en el Golfo de California, durante las temporadas de muestreo utilizando ecogramas con corrección de filtro.

Comparación entre campañas

3.3.3. Distribución geográfica de los valores de s_A calculados para *S. sagax* y *E. mordax*

Los valores de s_A asociados a *S. sagax* para Mayo 2010 presentaron diferencias en su distribución geográfica. Se identificó una concentración de registros en el litoral de Baja California, entre la región de las Grandes Islas, particularmente en la costa oeste de la Isla Ángel de la Guarda, Bahía San Rafael y Bahía San Juan Bautista con los valores más altos de s_A y en la porción norte de la costa de Sonora (entre Isla Tiburón y Punta Lobos). Del litoral de BCS, hacia la región de Punta Chivato-Mulegé también fueron obtenidos ecoregistros asociados a *S. sagax*. Los valores de s_A para *E. mordax* presentaron un intervalo de variación más amplio. Esta especie se concentró principalmente en la región centro-sur de la península (entre Santa Rosalía y Loreto) estando prácticamente ausente en la costa de Sonora. Algunos registros de s_A se identificaron en la región de Punta Lobos, en la Isla Ángel de la Guarda. En las bahías de los Ángeles, las Ánimas y San Rafael tuvieron una

magnitud considerablemente menor. En la región de Punta Chivato y frente a Mulegé se presentó un traslape entre valores de energía asociados a cada especie, los registros de observaciones se extienden hasta la región de Loreto (Fig. 25).

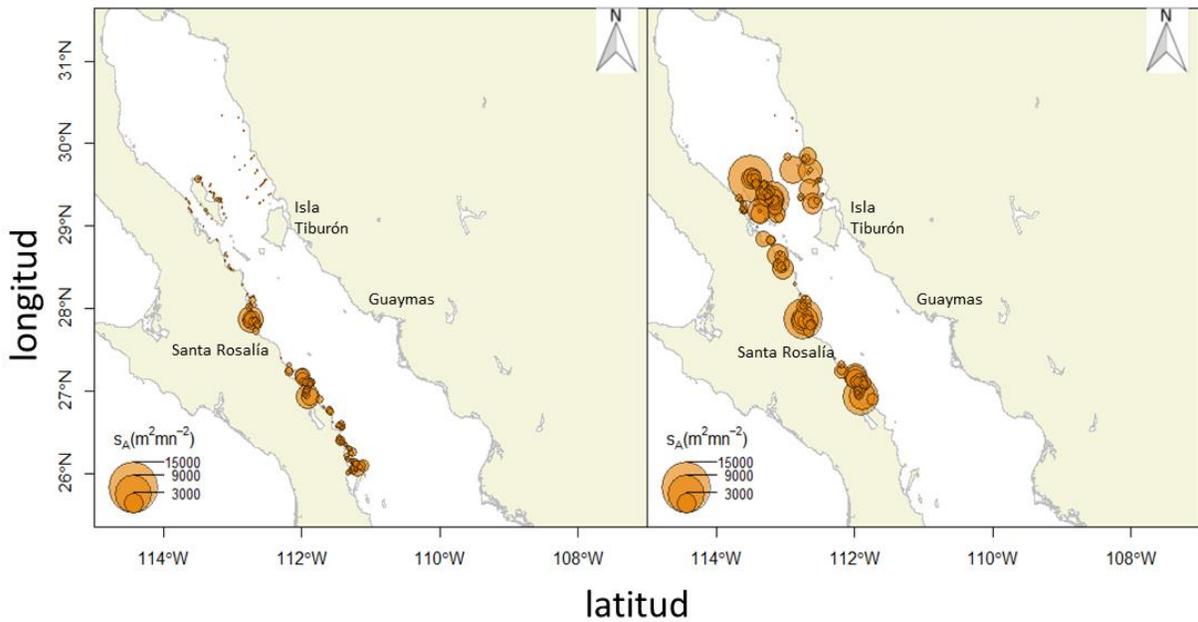


Figura 25. Distribución geográfica del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , $m^2 \cdot mn^{-2}$) calculado para a) *Sardinops sagax* y b) *Engraulis mordax* en el Golfo de California durante mayo de 2010.

En el muestreo de mayo de 2011, la distribución geográfica de valores de s_A para *S. sagax* ocurrió en ambos litorales. En la costa de Sinaloa-Sonora se realizaron observaciones desde Yavaros hasta Isla Tiburón, aunque los valores de s_A para este año son bajos (<2000). En la costa de Baja California se obtuvieron ecointegraciones altas en Bahía San Rafael con un incremento en ESUs localizadas entre Santa Rosalía y Loreto y el valor máximo de s_A en Mulegé. En el corredor Isla Ángel de la Guarda –Canal de Ballenas – Bahía San Rafael, y los valores de ecointegración se incrementaron ligeramente. Para *E. mordax* el patrón de distribución especial tuvo modificaciones. Se mantuvo la zona de alta abundancia al sur de Mulegé donde se detectó un cardumen de gran tamaño. Entre Guaymas y Punta Lobos se obtuvieron valores bajos de s_A (< 2000), aunque algunos registros presentaron valores altos de

s_A entre 20,000 y 30,000 en Isla Tiburón y entre isla Tiburón y Punta Lobos. La región con los valores más altos de s_A fue entre Ángel de la Guarda, Bahía San Rafael y en el Canal de Ballenas. A diferencia de *S. sagax*, esta *E. mordax* presentó valores altos de s_A en esta región (Fig. 26).

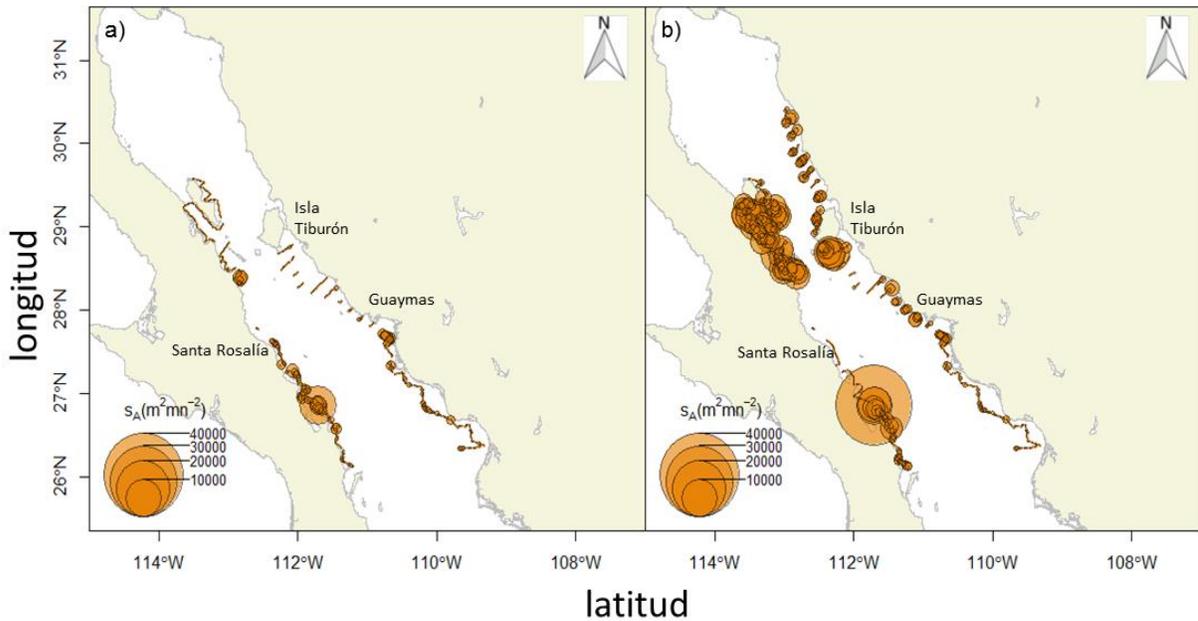


Figura 26. Distribución geográfica del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , $m^2 \cdot mn^{-2}$) para a) *Sardinops sagax* y b) *Engraulis mordax* en el Golfo de California, durante mayo de 2011.

En el muestreo de 2012 se observaron tendencias diferentes en la magnitud y distribución de s_A entre *E. mordax* y *S. sagax*. Para esta especie se obtuvieron valores de s_A en la región comprendida entre Guaymas, Isla Tiburón, y Punta Lobos, aunque de magnitud baja, con la porción sur de Isla Tiburón como la de mayor energía. Registros acústicos de ambas especies convergieron en la porción exterior de la Isla Ángel de la Guarda, y en menor medida en Bahía San Rafael. En la región entre Santa Rosalía y Loreto se obtuvieron los valores de ecointegración más altos. *E. mordax* presentó una distribución de s_A diferente, con ecointegraciones de mayor magnitud concentrados alrededor de las Grandes Islas, así como en la región frente a Guaymas. En la región sur del muestreo, se detectaron valores bajos de s_A , y no se obtuvieron registros de ecointegración para ambas especies en la costa sur de Sonora (Fig. 27).

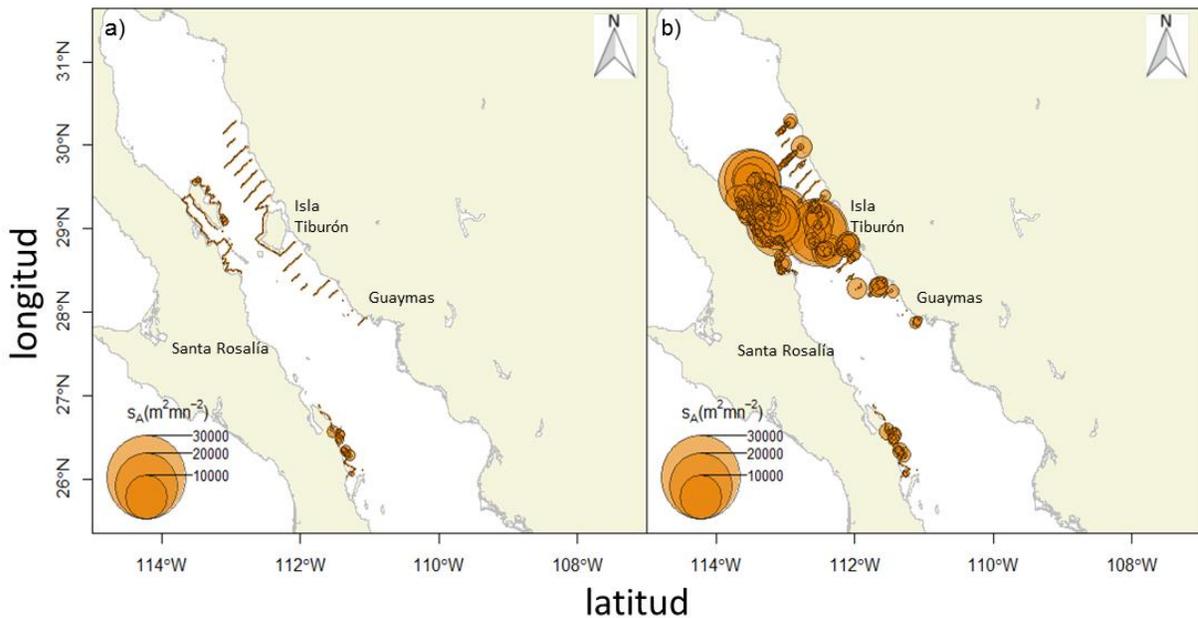


Figura 27. Distribución geográfica del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , $m^2 \cdot mn^{-2}$) para a) *Sardinops sagax* y b) *Engraulis mordax* en el Golfo de California durante mayo de 2012. Ecogramas con corrección de filtro.

En mayo de 2013 se observaron patrones parecidos en la distribución de s_A para ambas especies. *Sardinops sagax* presentó una amplitud mayor de valores de s_A que *Engraulis mordax*. Los valores de ecointegración fueron bajos en la región de Guaymas y se incrementaron en Isla Tiburón, con valores bajos para la Región de Isla Ángel de la Guarda y Canal de Ballenas. Se observó una distribución continua de s_A , con un notable incremento de magnitud de ecointegración similar entre bahía las Ánimas y Mulegé. *Engraulis mordax* presentó un patrón similar de Mulegé a Loreto con la diferencia de que los valores de s_A fueron más altos en la región de las Grandes Islas, y que presenta registros mínimos de s_A en la región entre Guaymas y Yavaros (Fig. 28).

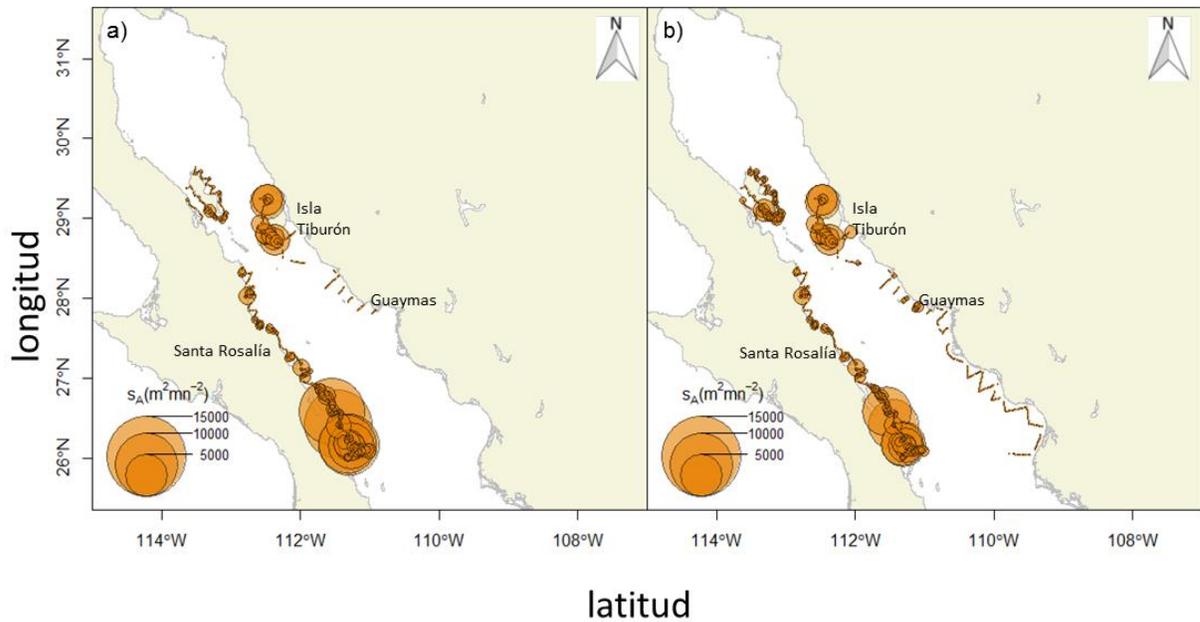


Figura 28. Distribución geográfica del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , $m^2 \cdot mn^{-2}$) de a) *Sardinops sagax* y b) *Engraulis mordax* en el Golfo de California durante mayo de 2013. Ecogramas con corrección de filtro.

3.3.4. Distribución de valores de s_A por especie - año

La distribución de los valores del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada se observa en la figura 29. En todos los casos, se encontró una fuerte asimetría sesgado a valores bajos de s_A , concentrándose en el primer intervalo de clase (la magnitud depende del año). En la campaña de 2010 se observó una mayor cantidad de valores extremos. La mayoría de los valores se concentraron entre 0 y 1000. La frecuencia máxima de observaciones fue de 100. En 2011 la diferencia entre frecuencias por intervalo fue aún mayor alcanzando un máximo de $s_A > 100,000$ y la frecuencia máxima de 500 observaciones. Los registros de 2012 y 2013 presentaron dispersiones similares en el intervalo de 0 - 5000, el rango de extensión del intervalo de s_A alcanzó hasta $25000 m^2 \cdot mn^{-2}$.

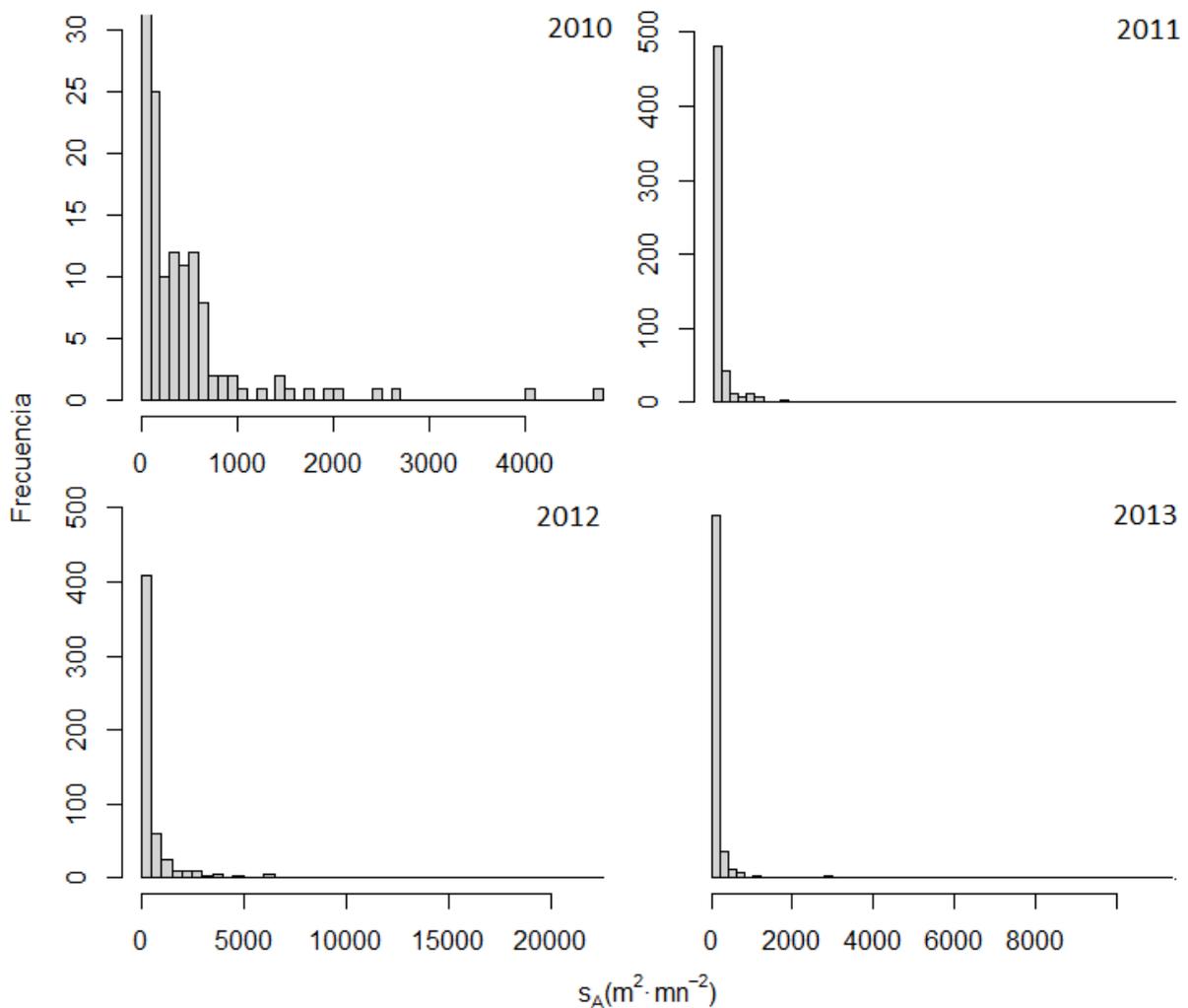


Figura 29. Distribución de frecuencia para los valores del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A) calculados para *Sardinops sagax* en los cuatro muestreos. Para los datos de 2012 y 2013 se utilizaron ecogramas filtrados.

Para *E. mordax* se observó que la distribución del s_A fue diferente para los cuatro años. En 2010 tuvieron una mayor concentración entre 0 y 2000 $m^2 \cdot mn^{-2}$, con un máximo a 15000 $m^2 \cdot mn^{-2}$ para 2011. El intervalo sobre el que se distribuyeron los valores fue considerablemente más amplio (el mayor de los cuatro muestreos) aunque la mayoría de las observaciones se concentraron entre 0–10000. En 2012 la cantidad de observaciones disminuyó, así como la magnitud de los valores máximos (cerca de 1500 $m^2 \cdot mn^{-2}$) en 2013 el máximo alcanzado fue de 7000 $m^2 \cdot mn^{-2}$ con una concentración de valores $<1000 m^2 \cdot mn^{-2}$ (Fig. 30).

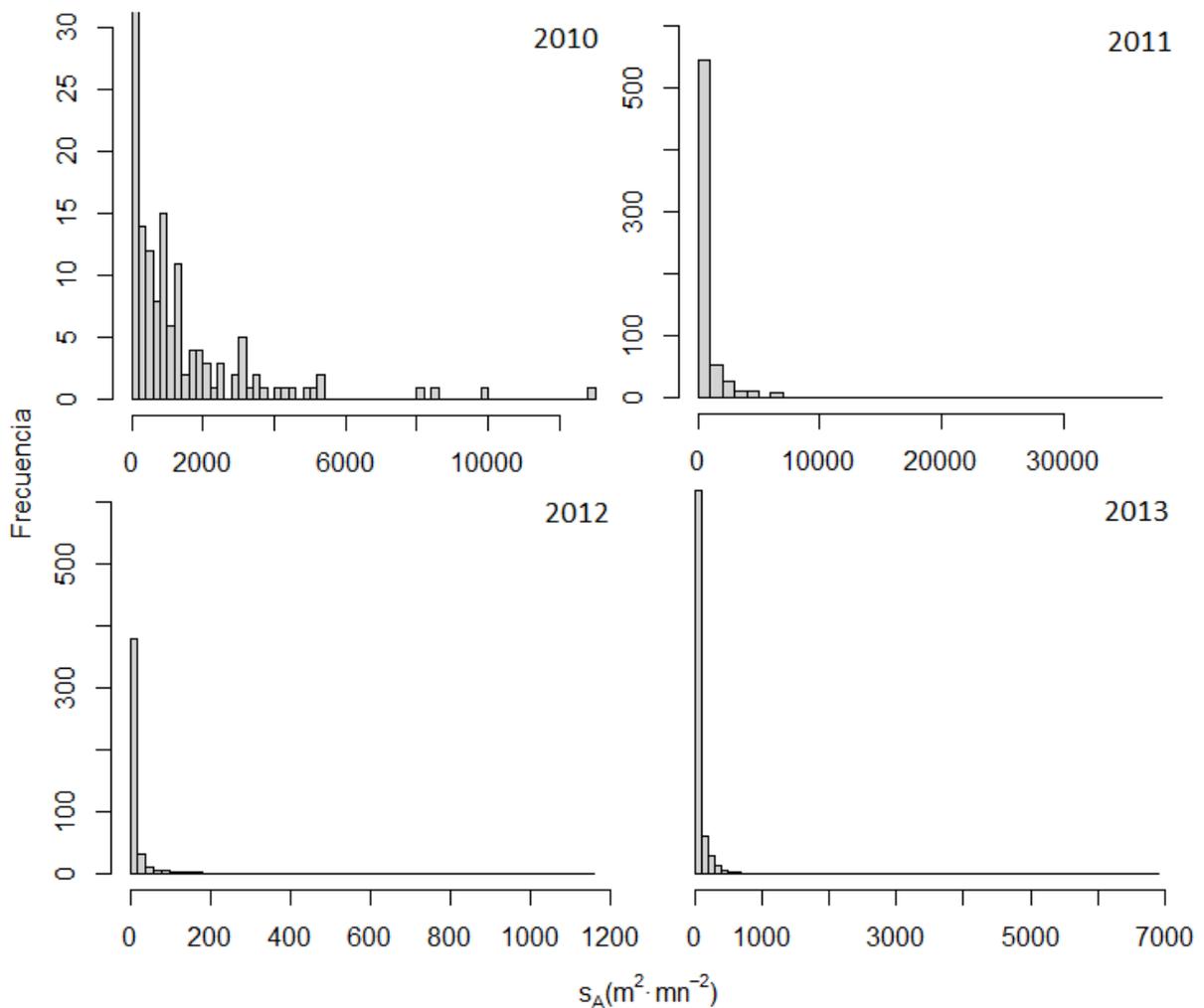


Figura 30. Distribución de los valores del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A) calculados para *Engraulis mordax* en los cuatro muestreos. Para los datos de 2012 y 2013 se utilizaron ecogramas filtrados.

Los descriptores estadísticos calculados para los valores de energía de *E. sagax* indican valores de mediana comparativamente bajos con respecto a los máximos. En 2010 se detectó una menor cantidad de observaciones. El valor de s_A más bajo de los cuatro años fue el obtenido en 2013 sugiriendo la presencia de fuertes agregaciones de ejemplares de esta especie (Tabla X).

Tabla X. Descriptores estadísticos del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , $m^2 \cdot mn^{-2}$) calculados para *Sardinops sagax* en las campañas de muestreo.

Año	N	Mediana	Mínimo	Máximo	Primer cuartil	Tercer cuartil
2010	199	89.13	0	4762.38	13.44	593.20
2011	574	18.47	0	10836.37	2.43	551.25
2012	552	133.30	0	22116.37	18.29	2331.81
2013	565	10.92	0	11394.96	0.80	941.486

Para *E. mordax* los descriptores sugieren tendencias diferentes, aunque 2010 también se observó menor cantidad de observaciones disponibles. Las medianas y los máximos para los primeros dos años fueron mayores (Tabla XI). Al compararlos con los valores para *S. sagax*, parece haber una alternancia de abundancia entre años de alta/baja biomasa. Durante el año 2012, aunque se realizaron suficientes observaciones, la mitad de las frecuencias de aparición se encuentran entre < 3.3 , lo que sugiere que esta especie tuvo poca presencia en el Golfo.

Tabla XI. Descriptores estadísticos del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , $m^2 \cdot mn^{-2}$) calculados para *Engraulis mordax* en las cuatro campañas de muestreo.

Año	N	Mediana	Mínimo	Máximo	Primer cuartil	Tercer cuartil
2010	143	771.21	1.09	12954.9	164.21	1624.85
2011	671	121.15	0.01	37880.4	13.27	726.27
2012	476	3.30	0	1149.0	0.50	14.19
2013	763	3.67	0	6838.6	0.21	57.70

3.3 Estimaciones de biomasa

Variación interanual de la biomasa por especie

Se alternan períodos de baja abundancia (2010, 2012) en los que el valor de mediana fue menor a 10,000 t con un mínimo alcanzado durante 2012 (15,000 t) y dispersiones bajas de los datos, con períodos de alta biomasa donde los valores de mediana fueron > 25,000 t, y se presentaron amplias dispersiones (2011, 2013). El máximo de 100,000 t fue observado en 2011 y con la mayor amplitud en la distribución de los datos con un valor extremo en 2013 (Fig. 31a). Los resultados de la prueba de contraste Kruskal-Wallis no indicaron diferencias significativas entre los valores de biomasa por entre los cuatro meses de muestreo ($H_{K-W(3, N28)}= 6.99$, $p=0.07$). Para *Engraulis mordax* el patrón de variación interanual de la biomasa fue opuesto al de la sardina (Fig. 31b). Para 2010, el máximo calculado de biomasa es cercano a 40,000 t, aunque el valor de mediana fue muy bajo. En 2011 los valores de biomasa por polígono son extremadamente bajos, menores a 100 t. Por contraste, en 2012 se alcanzaron los valores de biomasa más altos de los cuatro muestreos el valor de mediana fue cercano a 20,000 t con un máximo cercano a 80,000 t. Para 2013, los valores de biomasa vuelven a disminuir, la mediana es menor a 7,000 t, con el máximo a 30,000 t, la dispersión es mayor hacia valores altos. La prueba de contraste de medianas, no arrojó diferencias significativas entre la biomasa comparada entre los meses de muestreo ($H_{K-W(3, N28)}=3.48$, $p=0.32$).

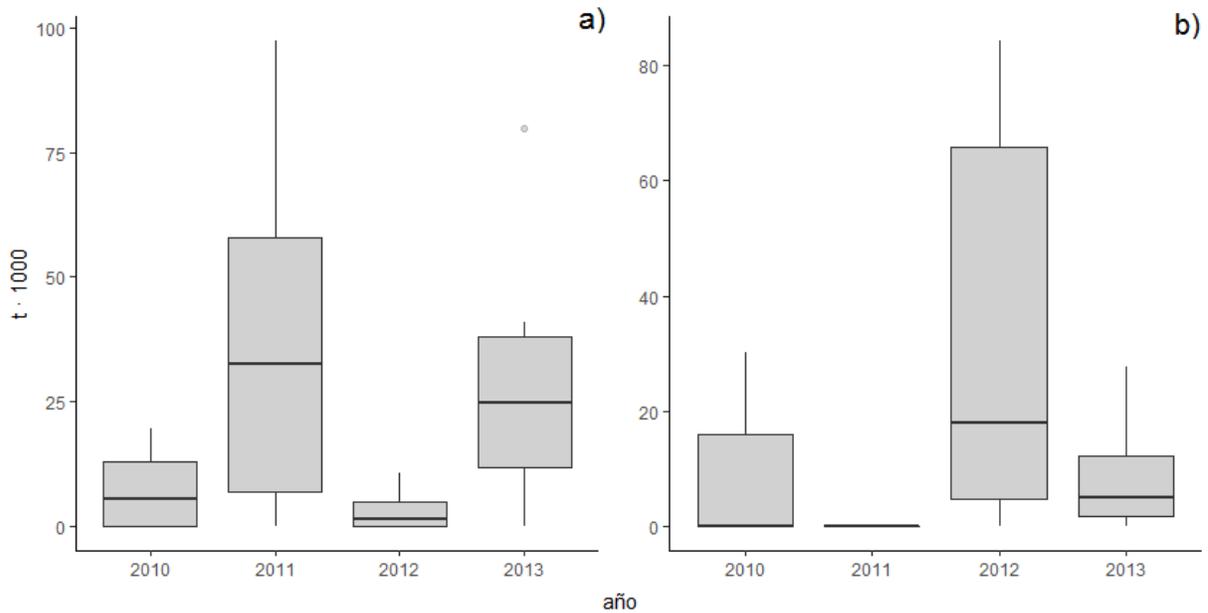


Figura 31. Variación interanual de la biomasa acústica de *Sardinops sagax* (a) y *Engraulis mordax* (b) registrada en mayo de 2010–2013 (descriptor de tendencia central base: mediana).

La comparación de la biomasa de *S. sagax* y *E. mordax* estimada mediante el método del lance más cercano se observa en la figura 32. Se observa una alternancia de la abundancia entre especies, de manera que en los años 2010 y 2012 se obtuvo más biomasa de anchoveta (*Engraulis mordax*) que en 2011 y 2013. El contraste más grande ocurre en 2012, cuando la anchoveta alcanza un máximo cercano a las 250,000 t, y la sardina el mínimo para los cuatro años de muestreo (<50,000 t)

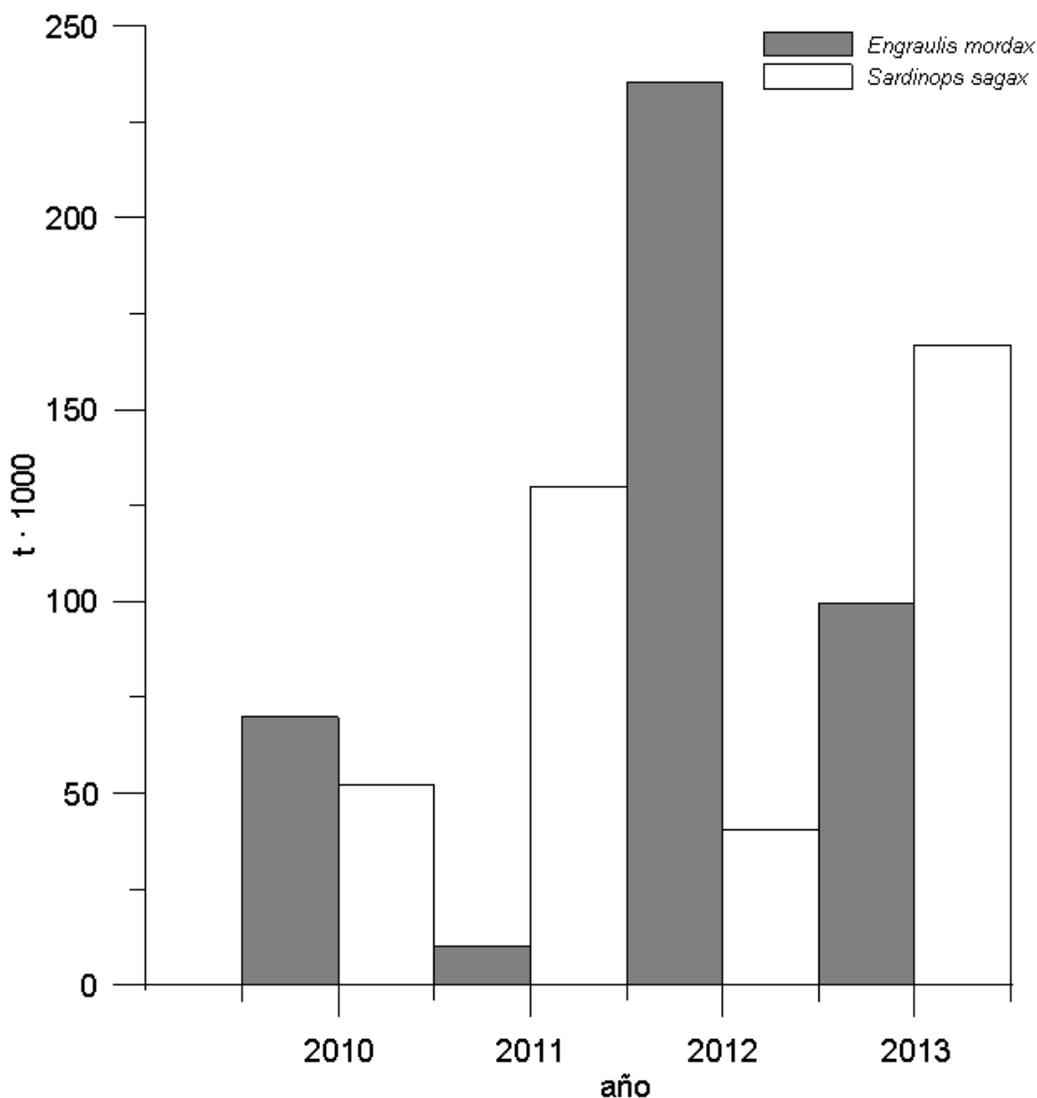


Figura 32. Comparación de la biomasa acústica de *Sardinops sagax* y *Engraulis mordax* obtenida mediante el método de lance más cercano, con ecogramas sin corrección de filtro.

Al comparar las estimaciones de biomasa mediante el método de proporción de área por polígono son consistentemente menores en el año 2011. Hay una tendencia aparente a presentar alternancias entre la biomasa por año. Así, de un año de muestreo con valores medios de biomasa, decae abruptamente a menos de 10,000 t, especialmente con el método de proporciones. Posteriormente, en 2012 se recupera considerablemente (aprox. 100,000 t para la región de Guaymas, polígono 2), para volver a disminuir en 2013. El método que durante los cuatro años ofreció estimaciones más altas de biomasa fue el de lance más cercano.

Tabla XII. Comparación de la biomasa (t) de *Engraulis mordax* para los polígonos y años de muestreo en función de los métodos del lance más cercano (LMC) y proporción por área de polígono (PAP). Los números entre paréntesis indican el polígono correspondiente.

Región	2010		2011		2012		2013	
	LMC	PAP	LMC	PAP	LMC	PAP	LMC	PAP
Punta								
Lobos (1)	33825	30201	1465	43	58297	61790	-	-
Guaymas								
(2)	-	-	2989	87	93726	99341	45330	27107
Yavaros								
(3)	-	-	3167	92	-	-	-	-
Isla Ángel de la								
Guarda (4)	20156	17995	1556	45	53785	57007	24428	14608
Santa								
Rosalía (5)	15897	14194	-	-	-	-	15497	9267
Loreto (6)	-	-	575	17	20476	21702	8215	4912
Isla								
Tiburón (7)	-	-	11	386	9793	9240	3502	5856

Tabla XIII. Comparación de la biomasa (t) de *Sardinops sagax* para los polígonos y años de muestreo en función de los métodos del lance más cercano (LMC) y proporción por área de polígono. Los números entre paréntesis indican el polígono correspondiente.

Región	2010		2011		2012		2013	
	LMC	PAP	LMC	PAP	LMC	PAP	LMC	PAP
Punta								
Lobos (1)	17132	16867	-	-	10997	8075	-	-
Guaymas								
(2)	-	-	4025	80404	17434	12801	40129	33134
Yavaros								
(3)	-	-	48746.82	97373	-	-	-	-
Isla Ángel de la								
Guarda (4)	20079	19768	16262	32484	7306	5364	61140	50483
Santa	9434	9288	17772	35501	-	-	26849	22169

Rosalía (5)								
Loreto (6)	5673	5585	7023	14029	3130	2299	25370	20947
Isla								
Tiburón (7)	-	-	-	-	1287	1753	10947	13258

La variación de la biomasa de *Engraulis mordax*, estimada por polígono en función del método de asociación de información acústica con capturas, y ecograma con corrección de fondo (CB) se observa en la figura 33. Las tendencias son similares independientemente del método aplicado. En 2010, el polígono 1, entre Punta Lobos – porción norte de Isla Tiburón presentó las biomásas más altas, seguido de las estimaciones en el polígono 4 (Isla Ángel de la Guarda) y 5 (Santa Rosalía). En 2011 se obtuvieron estimaciones de biomasa en todos los polígonos (con excepción del polígono 5). Las estimaciones de los polígonos 2 (Isla Tiburón - Guaymas) y 3 (Guaymas-Yavaros) fueron las más altas, y la del polígono 7 (litoral de Isla Tiburón) la más baja.

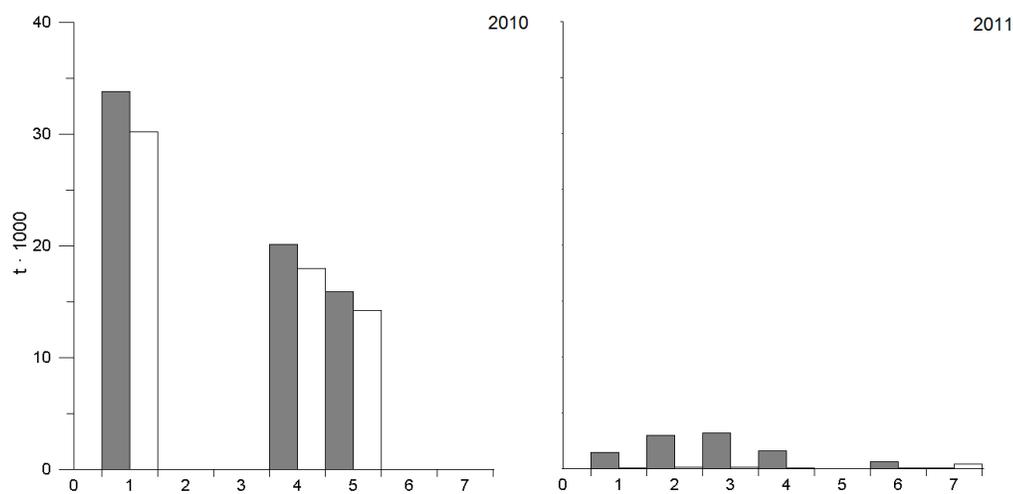


Figura 33. Variación de la biomasa de *Engraulis mordax* calculada por polígono y método de muestreo en las campañas de 2010 y 2011, 38 kHz (barras blancas: método de proporción por polígono, barras grises: método de lance más cercano).

Para los ecogramas obtenidos con sistemas de dos frecuencias (Figura 34) se observó que las biomases obtenidas a partir de ecogramas F son en general mayores a las obtenidas a partir de ecogramas CB, las tendencias por polígono son las mismas independientemente del método de asociación utilizado

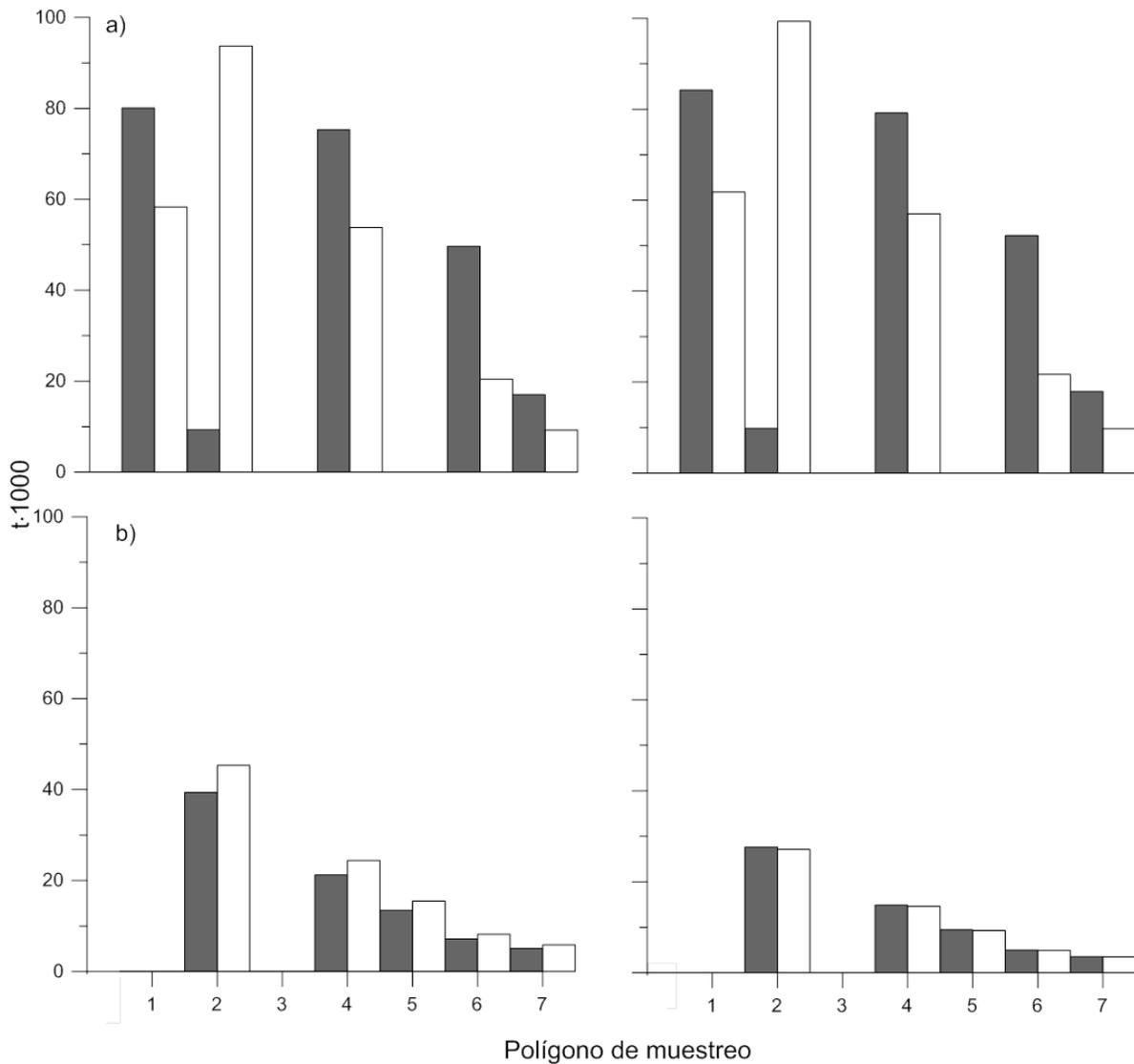


Figura 34. Variación de la biomasa de *Engraulis mordax* calculada por polígono en las campañas de 2012 (a) y 2013(b), en ecogramas con corrección de filtro (F, barras grises) y corrección de fondo (CB, barras blancas).

Para *S. sagax*, en la campaña de 2010, la biomasa más alta fue cuantificada en el polígono 4 (Ángel de la Guarda) y Canal de Ballenas. La más baja se presentó en el polígono 6 (Loreto). Los valores más altos fueron cuantificados con el método del lance más cercano. En 2011 la diferencia en la biomasa calculada es del doble para el método de proporción por polígono (Fig. 35).

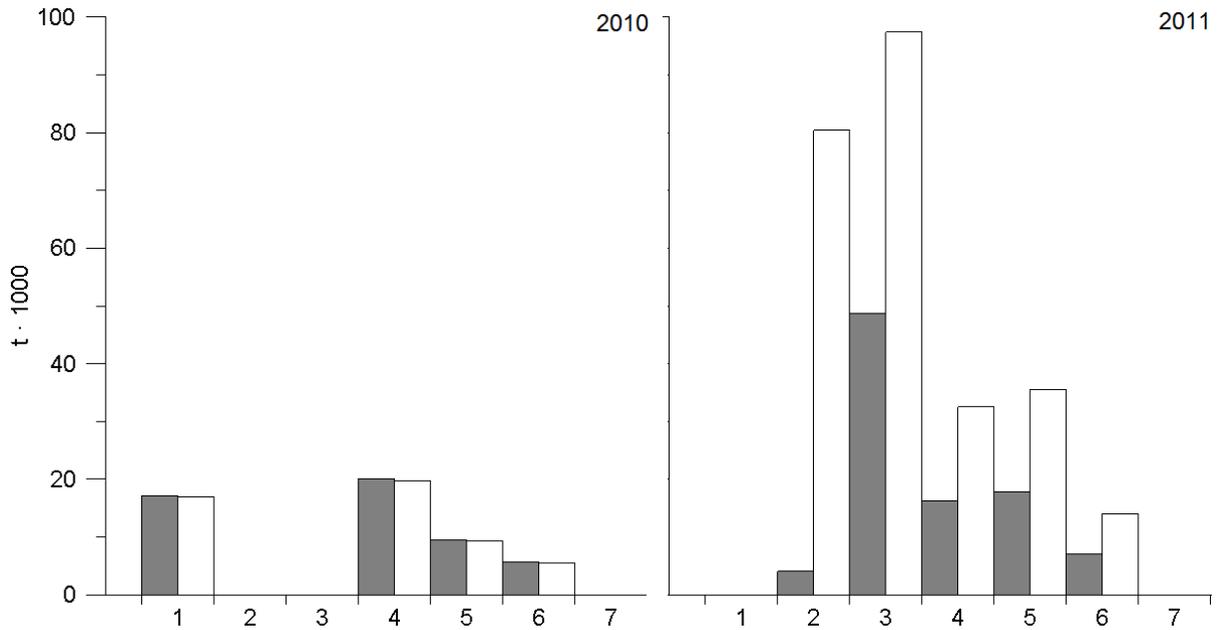


Figura 35. Variación de la biomasa de *Sardinops sagax* calculada por polígono y método de muestreo en las campañas de 2010 y 2011, 38 kHz. (barras blancas: método de proporción por polígono, barras grises: método del lance más cercano).

En 2012 la biomasa calculada fue similar con ambos métodos. Destaca la costa de Sonora (polígonos 1 y 2), con los valores de biomasa más altos. En cualquiera de estos casos, para la biomasa estimada a partir de ecogramas F, se obtuvieron valores más altos que para ecogramas CB, particularmente en 2013 (Fig. 36 b), la tendencia en la biomasa calculada con ambos métodos es a disminuir para los muestreos de BC y BCS, de forma que en la región de Loreto (polígono 6) e isla Tiburón se presentaron los valores más bajos (<5000 t).

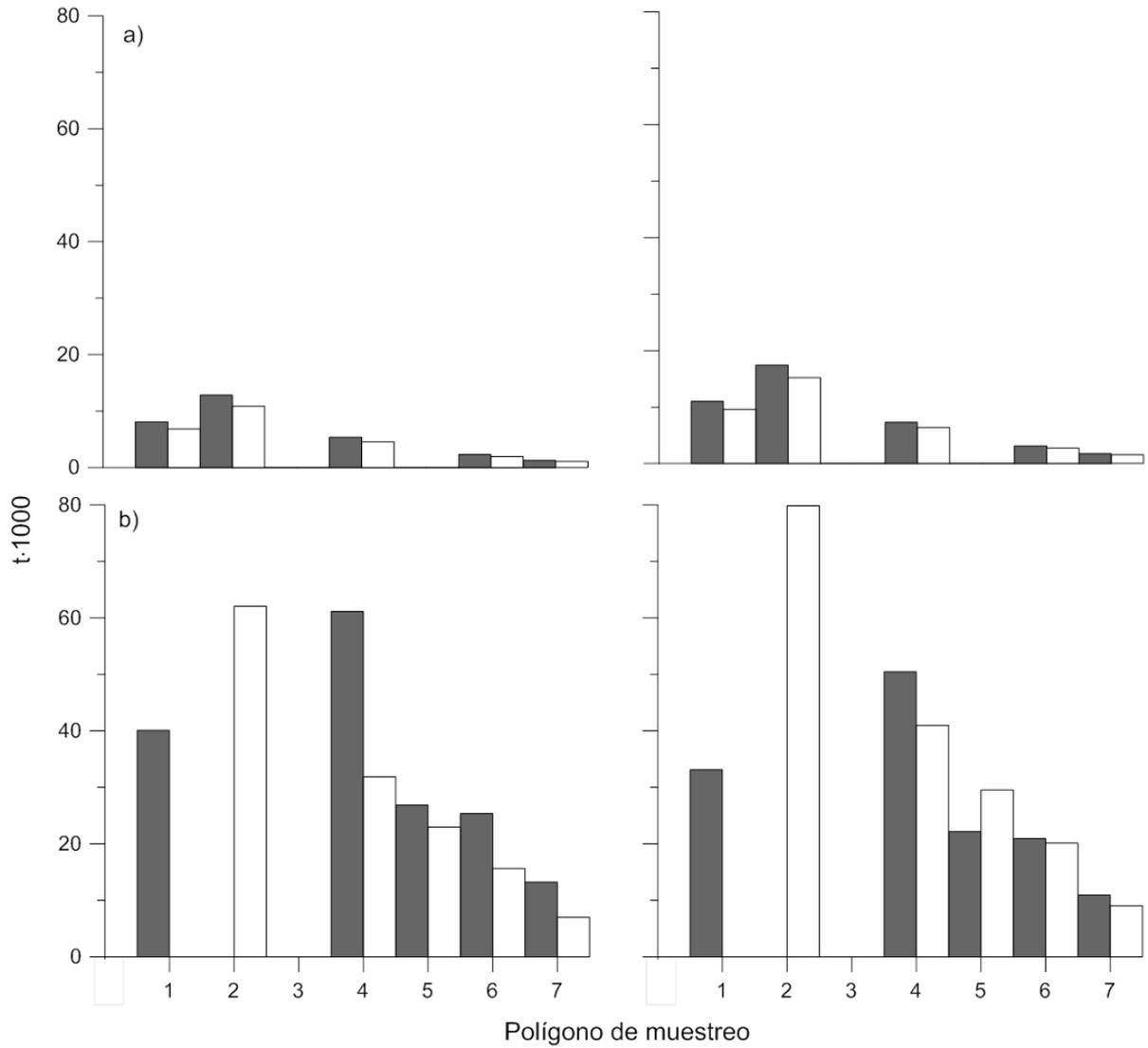


Figura 36. Variación de la biomasa de *Sardinops sagax* calculada por polígono en las campañas de 2012 (a) y 2013 (b), en ecogramas con corrección de filtro (F, barras grises) y corrección de fondo (CB, barras blancas).

3.4 Hidrografía

A continuación se describen las condiciones hidrográficas, particularmente la temperatura superficial del mar (TSM), y la producción primaria neta (PPN) prevalecientes en la región de estudio durante el período de muestreo, observadas en las imágenes satelitales.

Temporada 2010

Temperatura superficial

La distribución de temperatura superficial obtenida a partir de imágenes satelitales para mayo de 2010 mostró una intrusión de agua cálida (25 °C promedio) de la boca del Golfo hasta la parte central (Yavaros y Guaymas). La temperatura disminuyó progresivamente hacia el norte con temperaturas entre 21 y 23 °C. En las semanas 2 y 3 la temperatura del agua se mantuvo alrededor de 25 grados en la región centro-sur, aunque nuevamente se observó un enfriamiento cerca de Guaymas y un ligero incremento de la temperatura en las márgenes del Alto Golfo. Este incremento fue más evidente en la primera semana de junio, donde la región de muestreo estuvo dominada por temperaturas entre 23 y 26 °C. Para el período de muestreo, la región de las Grandes Islas fue la zona con aguas más frías (20 °C) particularmente en el Canal de Ballenas, Bahía San Rafael y Bahía de los Ángeles (Fig. 37).

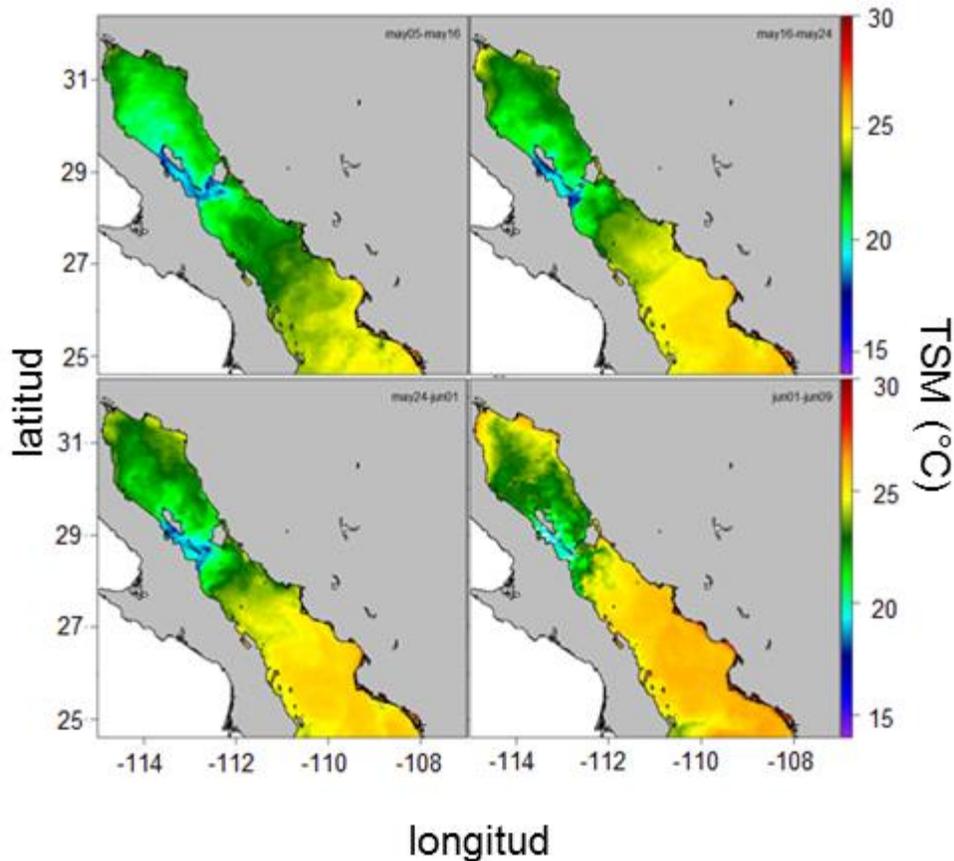


Figura 37. Distribución geográfica de la temperatura superficial del mar (TSM, °C) promedio semanal en el Golfo de California durante mayo de 2010.

Productividad primaria neta

El Golfo de California mostró en la región sur, valores de PPN menores a $2000 \text{ mg C}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$, en la parte media del Golfo la PPN disminuye a menos de $1000 \text{ mg C}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$. La porción norte se mantiene con valores entre 1000 y $3000 \text{ mg C}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$, salvo en las zonas costeras del Alto Golfo, donde se observaron valores de PPN cercanos a $4000 \text{ mg C}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$. En las Grandes Islas se observó la PPN más alta desde isla Ángel de la Guarda-Canal de Salsipuedes, hasta Santa Rosalía. A finales de mayo, una región de alta productividad fue identificada entre Guaymas e Isla Tiburón. Durante el muestreo, los valores de PPN fluctuaron entre 4000 y $5000 \text{ mg C}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$, la zona del Canal de Ballenas presentó la mayor PPN. En general, prevalecieron condiciones mesotróficas de productividad primaria (Fig. 38).

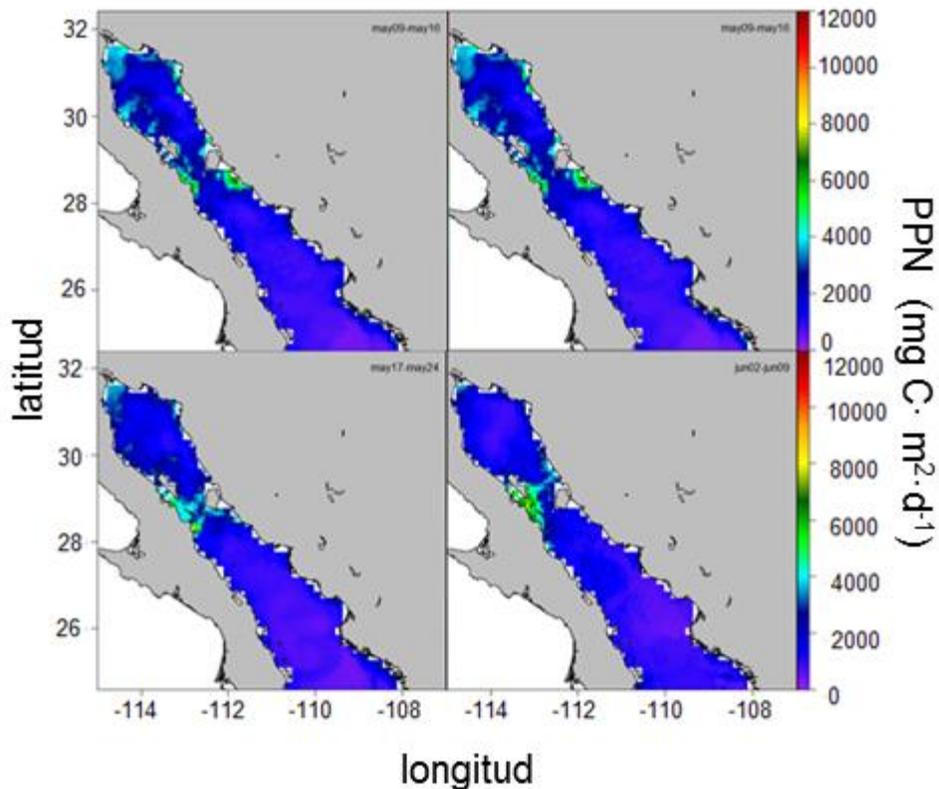


Figura 38. Distribución geográfica de la productividad primaria neta (PPN, $\text{mg C} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$) promedio semanal en el Golfo de California durante mayo de 2010.

Temporada 2011

Temperatura superficial

Para mayo de 2011 la temperatura tuvo comportamientos diferentes entre los periodos de muestreo. La temperatura fue ligeramente menor a la registrada en 2010, se observó nuevamente una zona de agua relativamente cálida ($\text{TSM} = 23\text{ }^\circ\text{C}$) en la porción centro-sur y una zona de agua más fría en la zona norte y Alto Golfo (con mayor homogeneidad de temperaturas entre $20\text{--}23\text{ }^\circ\text{C}$). Entre el 8 y el 24 de mayo 2011 se observó un incremento de temperatura en la porción sur, de la boca del Golfo a la altura de Isla San José. La zona de las Grandes Islas se mantuvo con aguas templadas ($\text{TSM} < 20\text{ }^\circ\text{C}$) con una expansión hacia el sur de la península. La característica más destacada en este año, revelada a través del comportamiento de

la temperatura, es la presencia de un sistema de giros ciclónicos y anticiclónicos en la región centro-sur del Golfo, cuya extensión comprendió prácticamente toda la parte media del Golfo (cuyo límite ocurre en la región de las Grandes Islas). El contraste de temperatura entre estos se intensifica en función del tiempo, de manera que hacia el final del período de muestreo, se puede observar que cada uno de los giros se define por condiciones de temperatura específicas (Fig. 39).

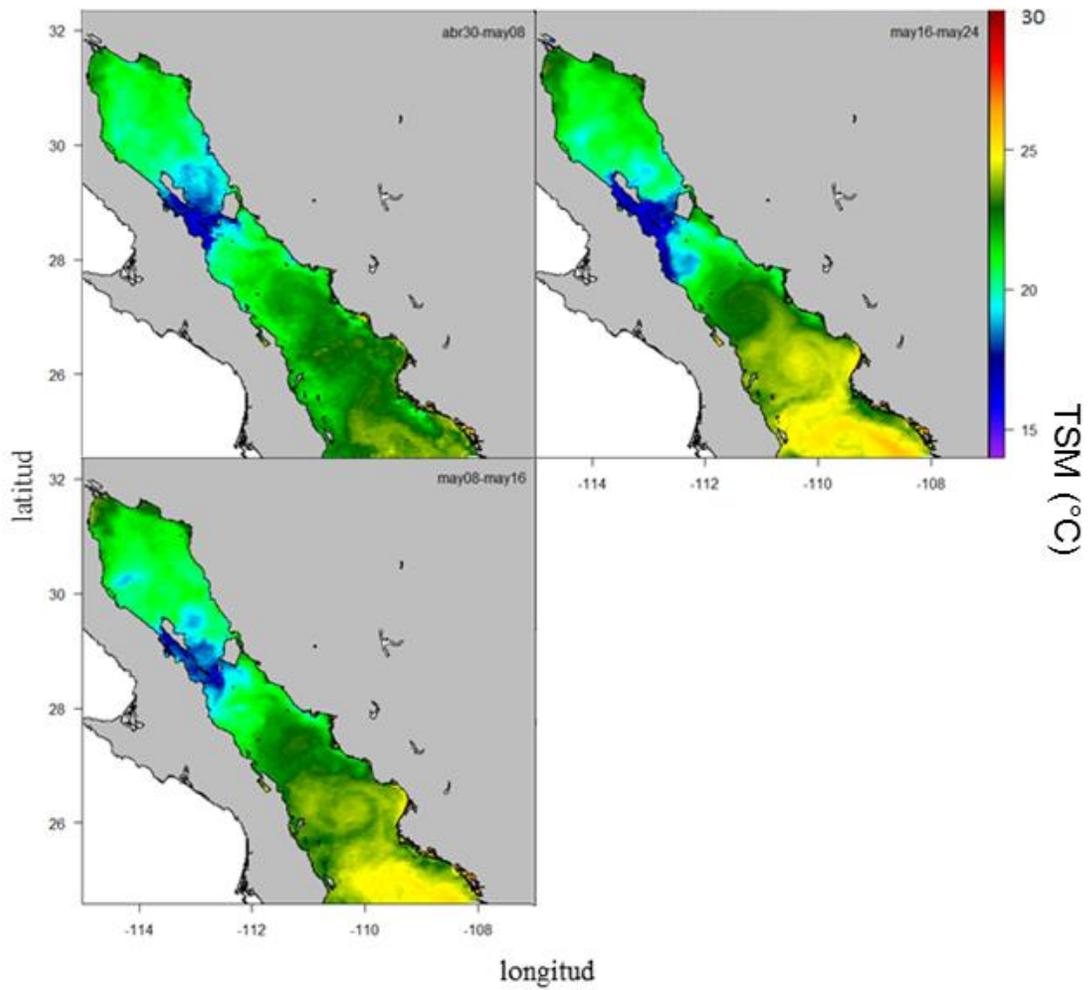


Figura 39. Distribución geográfica de la temperatura superficial del mar ($^{\circ}\text{C}$) promedio semanal en el Golfo de California durante mayo de 2011.

Productividad primaria neta

Las condiciones observadas de PPN son notablemente diferentes en el muestreo de 2011. Se mantuvieron las condiciones de baja productividad en las regiones oceánicas sur y centro, al igual que el aumento de PPN en la región del Alto Golfo. Sin embargo, se observó una región de alta productividad que comprende la región de las islas y la región litoral de Sonora, desde Guaymas hasta Puerto Peñasco, con máximos alrededor de Isla Tiburón y principalmente el Canal de Ballenas (PPN > 8000 mg C·m²·d⁻¹). Otra región donde se produjeron incrementos aunque de menor intensidad, fue la zona costera entre las Bahías de Agiabampo y Topolobampo. Hacia el final del mes ocurrió un incremento en la PPN a lo largo de la franja costera, hasta conectarse con la región de las Grandes Islas. Para este año, prevalecieron condiciones de mayor productividad que en 2010 (Fig. 40).

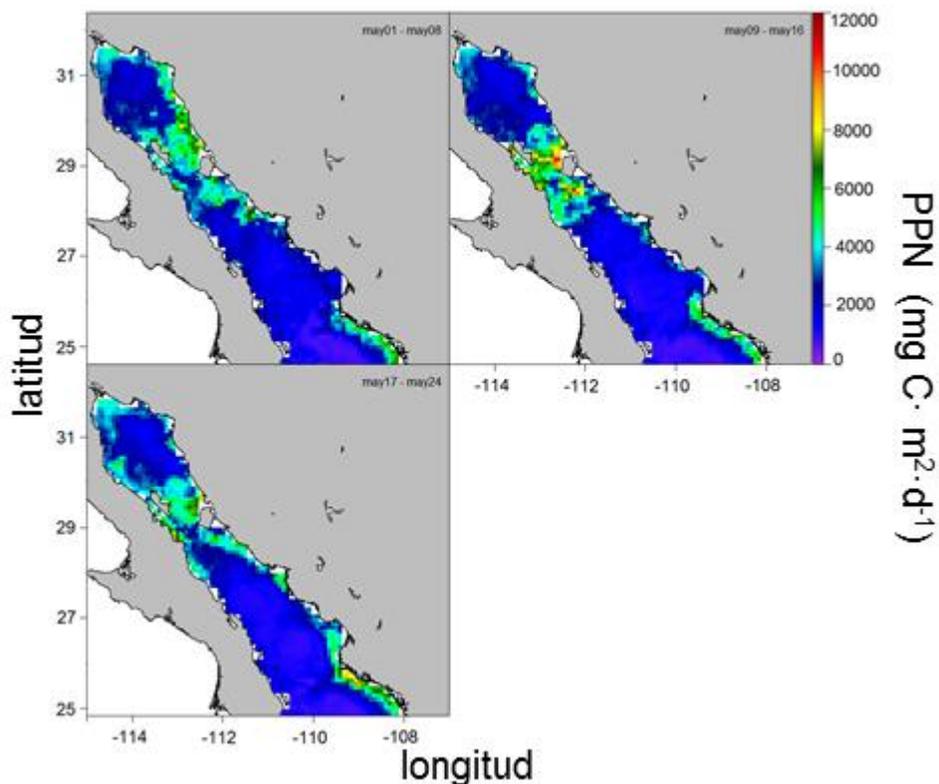


Figura 40. Distribución geográfica de la productividad primaria neta (PPN, mg C·m²·d⁻¹) en el Golfo de California durante mayo de 2011.

Temporada 2012

Temperatura superficial

Para este año se mantiene la regionalización observada en años anteriores, así como la presencia del sistema de giros, la zona de mezcla en la porción central del Golfo y el núcleo de agua fría en la zona de las grandes islas. La temperatura media de la región sur fue de 23.6 °C. La zona de agua fría se expandió conforme avanza el muestreo, para luego contraerse durante la última semana. En la porción norte y el Alto Golfo se observó un calentamiento progresivo del agua que comienza a partir de la zona del delta del Río Colorado, entre el 16 y 24 de junio se observó la presencia de giros y la expansión máxima de la zona de agua fría (Fig. 41).

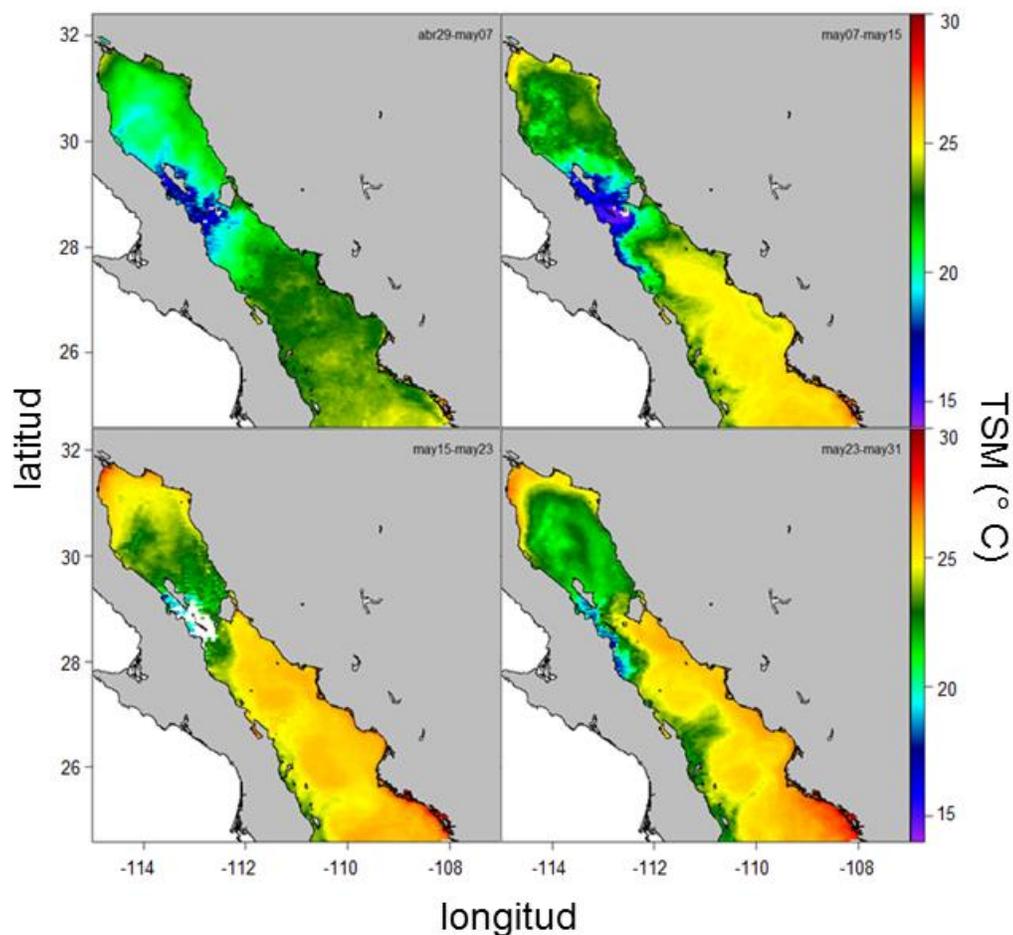


Figura 41. Distribución geográfica de la temperatura superficial del mar (°C) promedio semanal en el Golfo de California durante mayo de 2012.

Productividad primaria neta

Se repite el mismo patrón de productividad para las regiones norte y sur. Las condiciones de productividad se mantuvieron altas en la región de las grandes islas, extendiéndose hacia la zona norte. Prácticamente toda la franja costera de Sonora y Sinaloa incrementó la PPN con valores entre 4000–7000 $\text{mg C}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$. El máximo se alcanza a principios de junio (días 01-08), con valores de PPN superiores a 10,000 $\text{mg C}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$ entre Santa Rosalía, B.C.S y Punta Lobos, Sonora. En la región de Yavaros se mantuvo un núcleo de alta productividad (8000 – 10,000 $\text{mg C}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$). Entre el 24 de mayo y el 8 de junio se observó un filamento de la región costera hacia la región oceánica. En este año se obtuvieron los valores más altos de las temporadas. La zona de Canal de Ballenas alcanzó las condiciones máximas de productividad (8000 - 12000 $\text{mg C}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$) (Fig. 42).

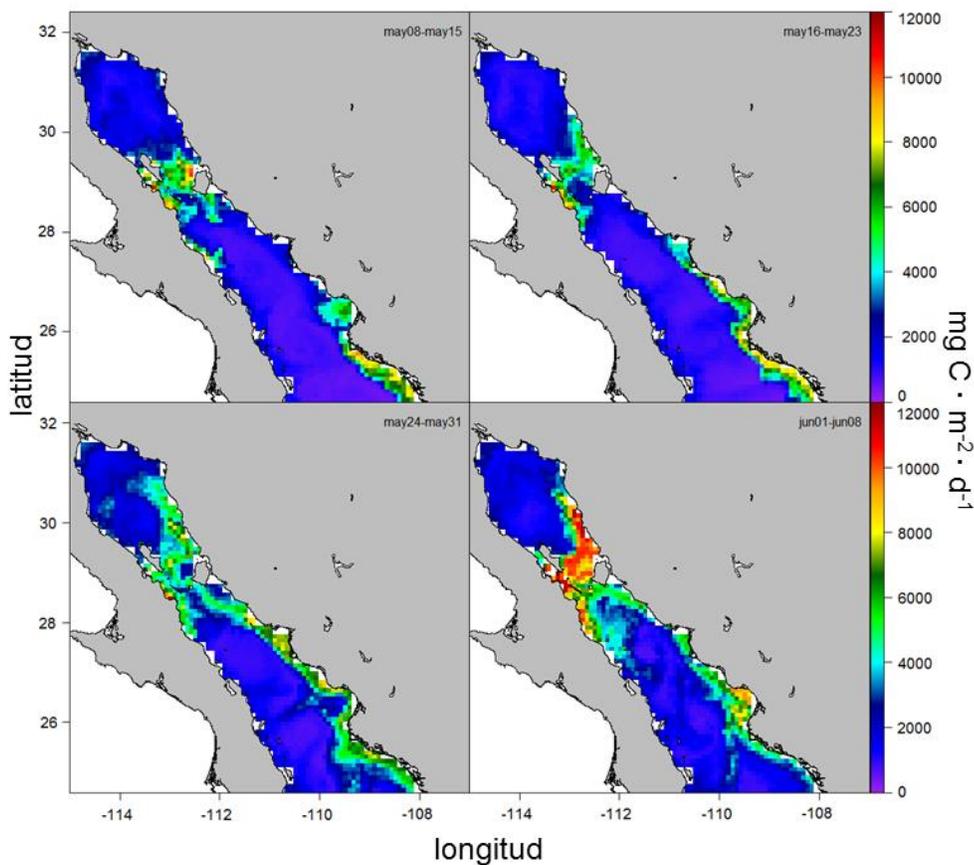


Figura 42. Distribución geográfica de la productividad primaria neta (PPN, $\text{mg C}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$) en el Golfo de California durante mayo de 2012.

Temporada 2013

Temperatura superficial

Se mantiene la condición general descrita anteriormente, la porción sur persiste como una región de agua cálida (22–23 °C), particularmente a finales de abril y principios de mayo. Hacia el final de mayo, se presentó agua cálida proveniente de la boca del Golfo. Se diferenciaron con mayor claridad los giros, la región de agua fría alrededor de las islas presenta expansiones al inicio y al final del mes, así como una zona de mezcla alrededor de la Isla Tiburón. En la semana del 24 de mayo al 01 de junio se observó la entrada de agua cálida, la zona norte se mantuvo prácticamente sin cambios durante el muestreo (Fig. 43).

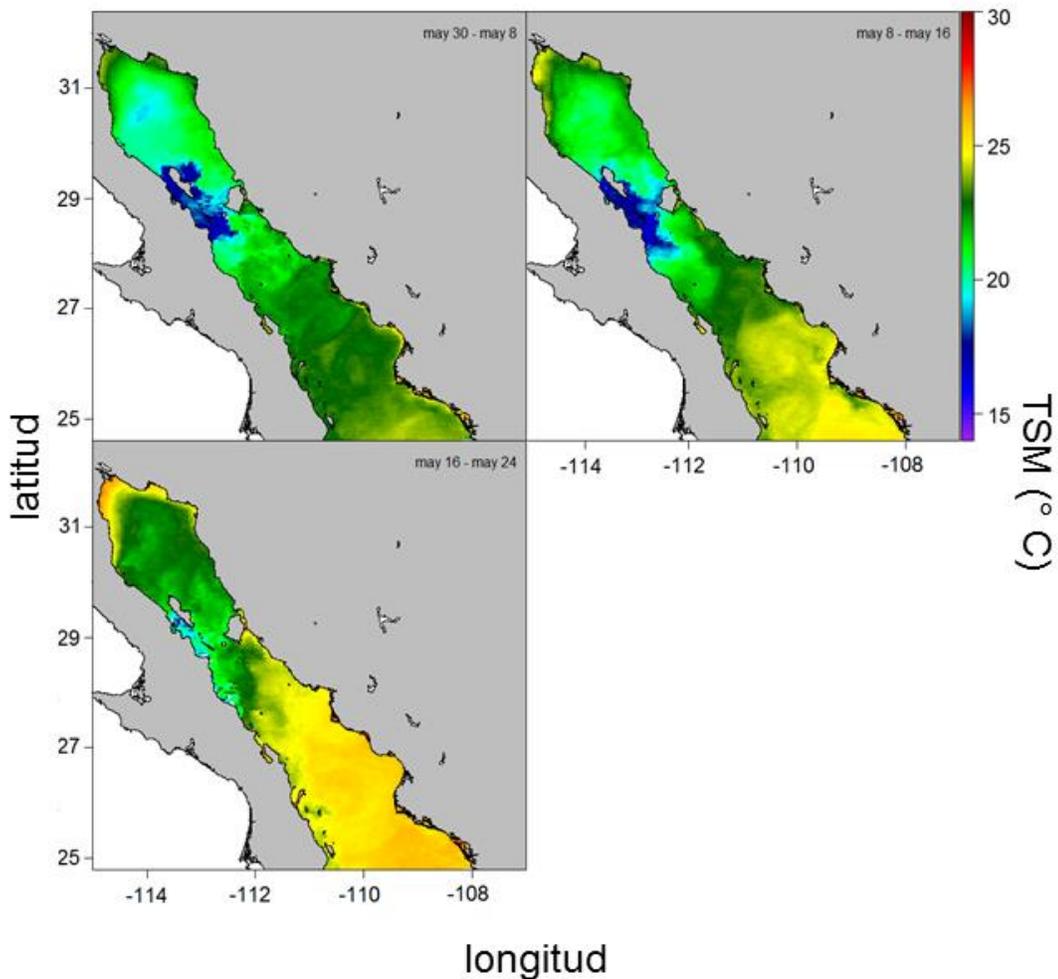


Figura 43. Distribución geográfica de la temperatura superficial del mar (°C) promedio semanal en el Golfo de California durante mayo de 2013.

Productividad primaria neta

En comparación con los años anteriores, esta variable presentó un comportamiento atípico. En general prevalecieron condiciones de productividad oligotróficas en todo el Golfo de California (PPN < 3000 mg C·m²·d⁻¹). En la primera semana de muestreo (01-08 de mayo) se observan algunos núcleos en la región de Punta Lobos y en la franja costera al sur de Isla Ángel de la Guarda. Estas zonas de alta productividad desaparecieron entre el 9 y el 16 de mayo. A finales de mayo y principios de junio se encontró nuevamente una zona con incremento de productividad entre las Grandes Islas, aunque no comparable a lo observado en 2011 y 2012. El resto del Golfo se mantuvo con valores bajos. La porción oceánica presentó los valores más bajos (PPN < 500 mg C·m²·d⁻¹), que coinciden con la presencia de los giros (Fig. 44).

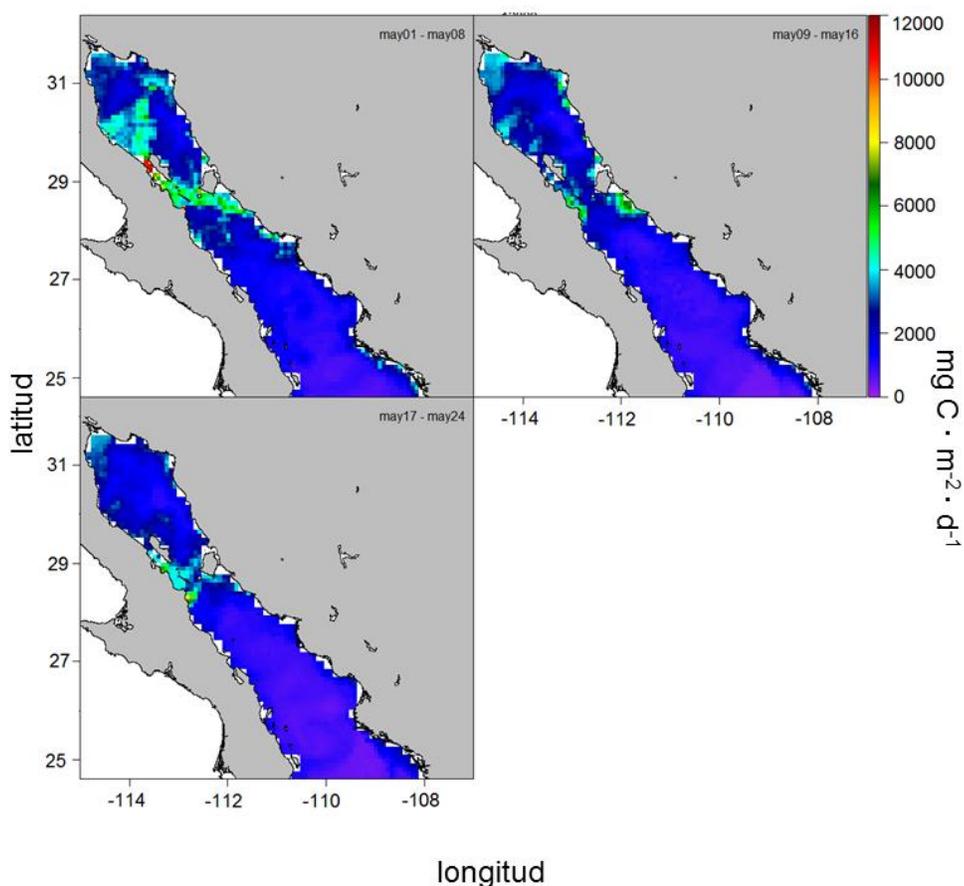


Figura 44. Distribución geográfica de la productividad primaria neta (PPN, mg C·m²·d⁻¹) promedio semanal, en el Golfo de California durante mayo de 2013.

3.5 Relación s_A - variables hidrográficas

Se representó la relación entre el valor de s_A calculado para ambas especies, y los valores de TSM y PPN obtenidos por pixel en las imágenes satelitales. Para *Sardinops sagax* en mayo de 2010 se identificaron dos intervalos de temperatura donde se concentraron observaciones de s_A , una de ellas definida entre 20.5 y 21.5 °C, y otra región entre los 24 y 25 °C. La relación con los valores de PPN es más restringida, los máximos de s_A se asociaron con intervalos de PPN entre 1000–2000 mg C·m²·d⁻¹. Para *E. mordax* no se identificó una clara distribución a lo largo del gradiente de temperatura superficial. En cambio, para la producción primaria neta, el intervalo entre 2000 y 4000 mg C·m²·d⁻¹ se asoció con la mayor cantidad de observaciones y el registro de mayor magnitud de s_A . Se observó una disminución del número y la magnitud de los valores de energía conforme se incrementa la PPN, de manera que a valores altos de esta variable, los valores de s_A correspondientes son del orden de 2000 m²·mn⁻² (Fig. 45).

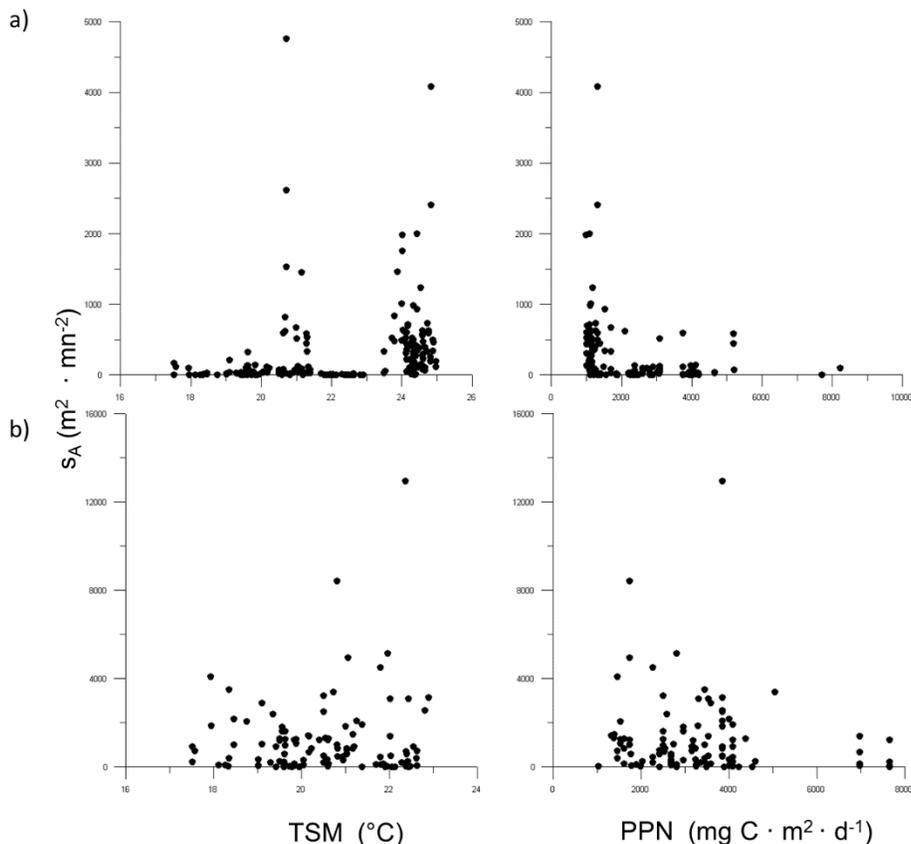


Figura 45. Coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , $\text{m}^2 \cdot \text{mn}^{-2}$) calculado para a) *Sardinops sagax* y b) *Engraulis mordax* vs temperatura superficial del mar (TSM, $^{\circ}\text{C}$) y productividad primaria neta superficial ($\text{mg C} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$) en el Golfo de California durante mayo de 2010.

En mayo de 2011 el valor más alto de s_A correspondiente a *Sardinops sagax* se asoció con temperaturas entre 22.5–23 $^{\circ}\text{C}$. El intervalo entre 21–24 $^{\circ}\text{C}$ contiene la mayor cantidad de observaciones de s_A . Respecto a la relación con PPN se identificó una gran cantidad de observaciones en el intervalo entre 1000–2000 $\text{mg C} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$. Para *Engraulis mordax*, la mayoría de valores de s_A se ubican entre los 17 y 19 $^{\circ}\text{C}$, si bien los valores más altos ocurren entre 22 y 23 $^{\circ}\text{C}$. Al observar la relación con PPN se encontró una correspondencia con valores bajos (1000–2000 $\text{mg C} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$). En el caso de *Engraulis mordax* se detectó una disminución relativa de los valores de s_A en función del incremento de la temperatura. Para PPN no se observó una

relación clara entre ambas variables, la distribución de los valores de s_A alcanza máximos a los 3000 y 6300 $\text{mg C}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$. Los valores más altos de s_A se asociaron a temperaturas superficiales relativamente altas (22.8°C) y valores de PPN bajos ($1200 \text{ mg C}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$, Fig. 46).

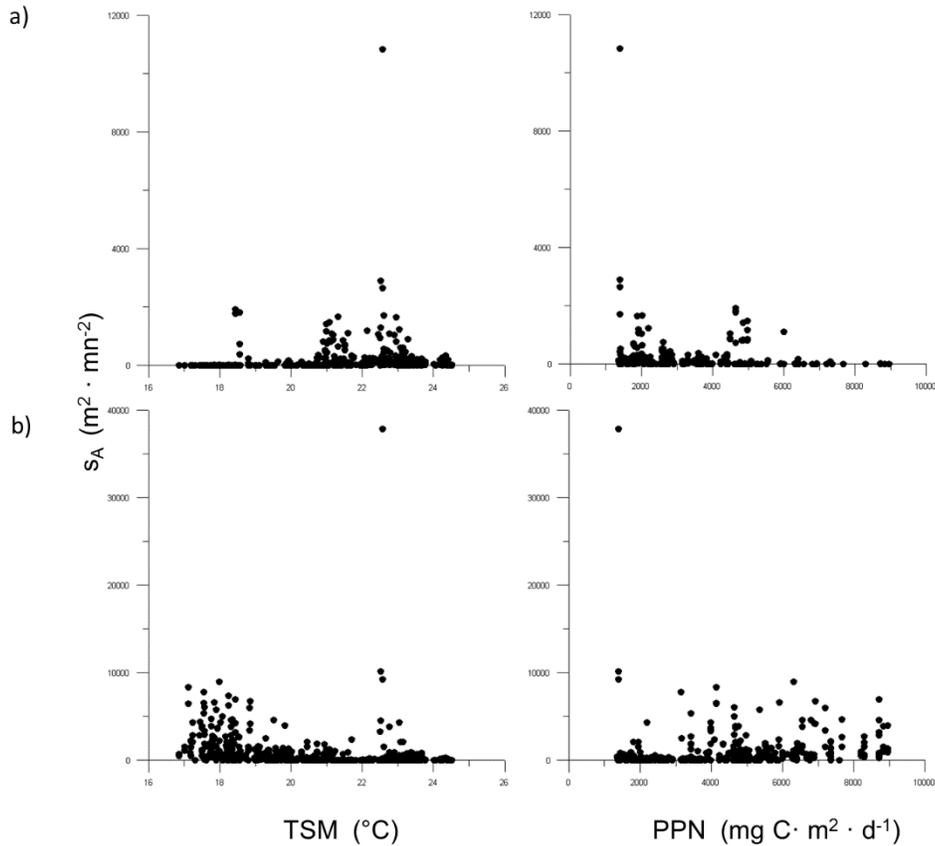


Figura 46. Coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , $\text{m}^2\cdot\text{mn}^{-2}$) calculado para a) *Sardinops sagax* y b) *Engraulis mordax* vs temperatura superficial del mar (TSM, $^\circ\text{C}$) y productividad primaria neta promedio superficial ($\text{mg C}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$) en el Golfo de California durante mayo de 2011.

En 2012 el comportamiento de los valores de s_A para *S. sagax* y *E. mordax* en función de TSM y PPN presentó patrones diferentes en función de la especie. Los valores de s_A , obtenidos para *S. sagax* se encontraron en un intervalo de TSM entre 18 y 24°C , la distribución mostró que los máximos de s_A se asociaron a intervalos entre 21 y 22°C . Para PPN se registraron valores entre 2000 y $11000 \text{ mg C}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$

con máximos correspondieron a un intervalo que comprende entre 4000 y 5000 mg C·m²·d⁻¹, aunque también se observan algunos datos extremos cuando la PPN fue de 2000 mg C·m²·d⁻¹. Para *E. mordax* la tendencia fue más clara, el intervalo de temperatura donde se concentran las observaciones comprende entre 18 y 24 °C, pero el mayor número de estas, incluidas las de mayor magnitud, correspondió con intervalos entre los 22 y 23°C. Para PPN el intervalo de distribución de s_A es similar al de *Sardinops*, pero se concentra alrededor de los 2000 mg C·m²·d⁻¹ (Fig. 47).

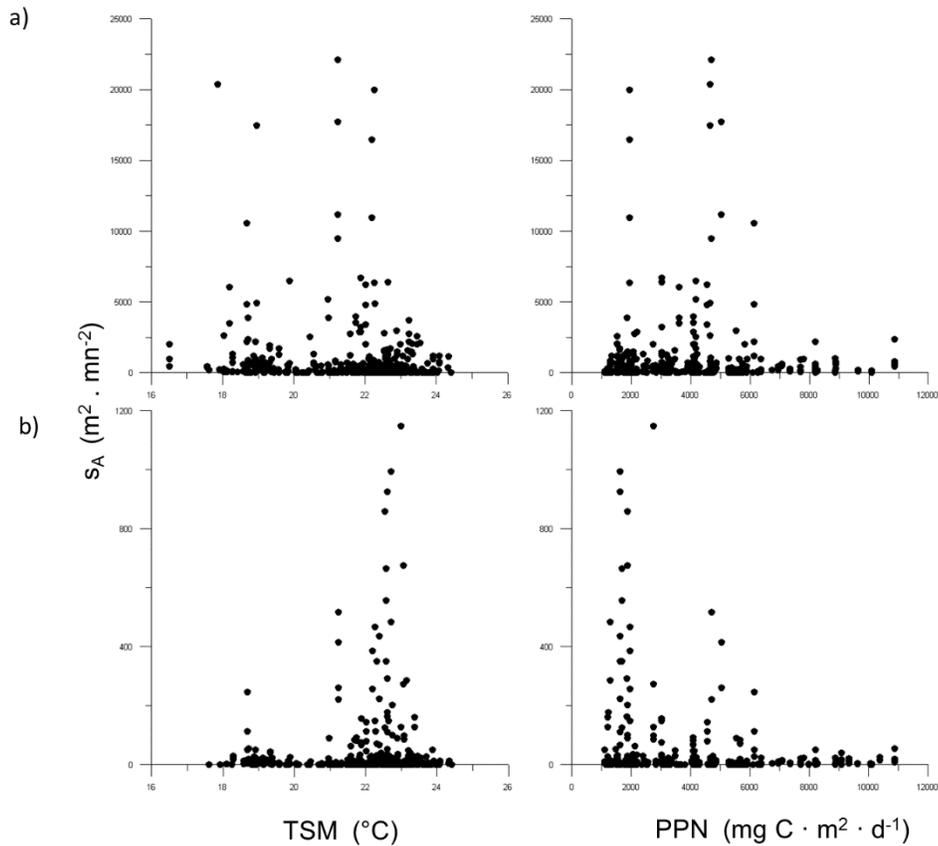


Figura 47. Coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , m²·mn⁻²) calculado para a) *Sardinops sagax* y b) *Engraulis mordax* vs temperatura superficial del mar (TSM, °C) y productividad primaria neta (mg C·m²·d⁻¹) en el Golfo de California, durante mayo de 2012.

En 2013, la distribución de valores de s_A en términos de TSM y PPN fue similar para ambas especies, tanto en intervalos como en los máximos de s_A alcanzados por cada especie. Los máximos de s_A se asociaron con temperaturas entre 23 y 24 °C, y productividades de 2000 $\text{mg C}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$, así como un ligero incremento en los 20 °C y los 5000 $\text{mg C}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$ (Fig. 48).

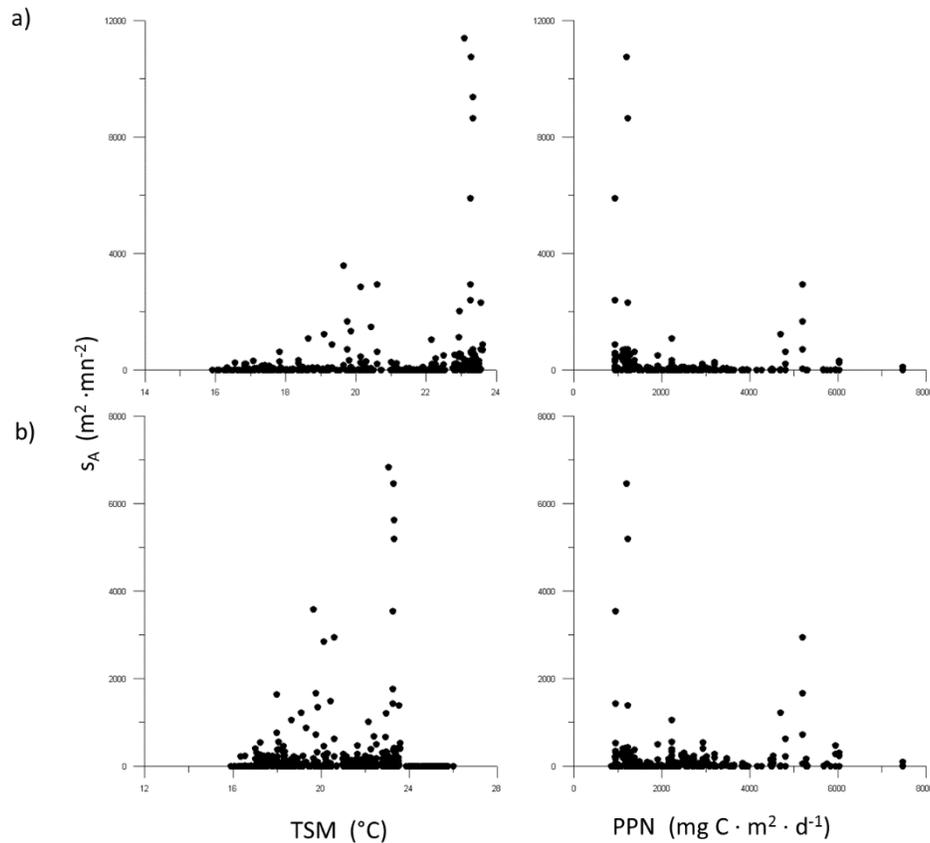


Figura 48. Coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , $\text{m}^2\cdot\text{mn}^{-2}$) calculado para a) *Sardinops sagax* y b) *Engraulis mordax* vs temperatura superficial del mar (TSM, °C) y productividad primaria neta promedio superficial ($\text{mg C}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$) en el Golfo de California durante mayo de 2013.

4. DISCUSIÓN

Validez del umbral

La selección de un umbral de S_v para obtener una separación adecuada de las fracciones de energía de diferentes grupos acústicos es un elemento central en la obtención confiable de la estimación de biomasa de peces pelágicos menores mediante hidroacústica. Esto es debido a que los valores de s_A (NASC) obtenidos en la ecointegración, y que serán transformados posteriormente a biomasa, dependen en gran parte del valor de este parámetro (Simmonds & MacLennan, 2005). El umbral generado en este trabajo fue menor al umbral de -47 dB utilizado por el CRIP GUAYMAS (INAPESCA) en las evaluaciones de sardina realizadas en el Golfo de California, las cuales operan con transductores de 38 y 120 kHz, y al umbral de -50 dB utilizado por Domínguez-Contreras (2012) para estimar biomasa de pelágicos menores en la misma región con un transductor de 120 kHz. Sin embargo, queda comprendido dentro del intervalo de -60.7 a -41.5 dB, reportado por Gregg & Horne (2009) para agregaciones de sardina y anchoveta en Monterey Bay, California.

Existen algunas diferencias sobre el marco teórico que sustenta los métodos utilizados en este trabajo para separar las fracciones de energía de peces agregados en cardúmenes con respecto a otros organismos. El método de filtrado utilizado en las campañas de 2012 y 2013 está basado en la diferencia de la fuerza de retrodispersión por volumen ($\Delta MVBS$) (Lara-López *et al.*, 2012; Sato *et al.*, 2015) que requiere por definición de dos frecuencias (Murase, 2009; Lezama-Ochoa *et al.*, 2011). Este umbral es determinado de manera empírica. El método aquí desarrollado no es en sentido estricto un filtro, dado que no maximiza las diferencias entre frecuencias mediante combinaciones de frecuencias, ni aplica una condicionante para descartar valores en las matrices de datos. Sin embargo, las diferencias encontradas están soportadas estadísticamente a través del análisis de las tendencias en la distribución de los valores de S_v , y su intersección en un valor específico. Esta es una ventaja importante, ya que este procedimiento es replicable para cualquier prospección, y establece criterios objetivos y visualmente identificables para identificar cuáles son las secciones del ecograma que pueden ser

consideradas en el análisis, a diferencia de los métodos empíricos, que frecuentemente están basados en observaciones puntuales, frecuentemente obtenidas bajo condiciones de muestreo y ambientes diferentes. Un aspecto importante es que el valor de umbral puede cambiar, ya sea en función de la frecuencia utilizada, la temporada del año en que se haga el muestreo, la selección de los grupos objetivo, la proporción del área seleccionada en el ecograma, etc. Lo relevante es establecer una herramienta que, mediante una selección aleatoria de datos, y la aplicación de los algoritmos, permita determinar el umbral con relativa certidumbre, lo que le otorga una ventaja sobre otros métodos para determinar umbrales, como el método gráfico propuesto por Eckmann (1988) para graficar el S_A vs el S_V , para identificar el punto de inflexión de la curva, que al final depende del escrutador, o bien de métodos como el de Parker-Stetter *et al.* (2009) que requiere conocimiento previo de la relación TS-longitud de la especie, o especies, de interés. El método aplicado en este trabajo, no ofrece *per se* un valor umbral como tal, sino la probabilidad correspondiente de pertenecer a una u otra categoría de organismos, lo que sí se establece como criterio es que el valor de probabilidad que se usa como criterio para separar ambos grupos sea de 0.5, por ello, se espera que el valor de S_V pueda variar.

Es importante mencionar que en el cálculo de los umbrales para la suma de 38 y 120 kHz se utilizaron datos de ecogramas soportados por lances monoespecíficos de *Engraulis mordax* o *Sardinops sagax*, o bien en lances donde dominaban estas dos especies. En los ecogramas se identificaron cardúmenes de formas compactas, con estructuras esferoidales, características de peces pelágicos menores.

Uno de los supuestos del método señala que las capas de dispersión están constituidas principalmente por organismos cuyo patrón reflectivo es principalmente de tipo “fluid-like”, esto es, zooplancton como copépodos o eufáusidos (Stanton *et al.*, 1994). Sin embargo, la falta de un muestreo sistemático de zooplancton no permitió llegar a una conclusión viable sobre la composición de las capas de dispersión observadas en los ecogramas. En esta región se ha identificado que los

copépodos no presentan migraciones verticales, asociando su posición en la columna de agua con el máximo de clorofila y la capa de mezcla, aproximadamente a 50 m (Palomares-García *et al.*, 2007) por lo cual plantea a otros grupos de organismos como los posibles causantes de las señales de S_v asociadas a zooplancton. Los eufáusidos podrían ser buenos candidatos, ya que presentan fuertes procesos de migración vertical (Tremblay *et al.*, 2010). Este comportamiento sugiere la dominancia de otros grupos zooplanctónicos como los sifonóforos (zooplancton gelatinoso), conocidos por presentar estructuras que contienen gas (Warren *et al.*, 2001) lo que les confiere una alta capacidad reflectiva (Stanton *et al.*, 1994; Stanton *et al.* 1996) propia de organismos con un patrón de dispersión característico tipo esfera (Trevorrow *et al.*, 2005). Este tipo de zooplancton en ocasiones domina en registros obtenidos con varias frecuencias, aunque su contribución a la biomasa total de zooplancton sea relativamente baja por su bajo contenido de carbono (Lavery *et al.*, 2007).

Es posible también que una fracción de los valores de S_v atribuidos a zooplancton provengan en realidad de otros grupos como los mictófidios y eufáusidos constituyentes importantes de las capas de dispersión (Robinson & Gómez-Gutiérrez 1998; Benoit-Bird *et al.*, 2009) y pueden presentar altos valores de S_v , lo que vuelve más complejo el análisis de los patrones reflectivos de una capa de dispersión (Mitson *et al.*, 1996). Por lo anterior, es viable suponer que pueden producirse variaciones en el umbral de S_v derivadas de diferentes factores acústicos (frecuencia empleada, número de observaciones, ruido en el ecograma), biológicos (condición biológica de las especies analizadas, presencia de cardúmenes, composición de la capa de dispersión) o metodológicos (aleatoriedad en la selección de píxeles en las estructuras analizadas, tamaño de muestra). Sin embargo, este procedimiento hidroacústico ha mostrado su utilidad para definir las fracciones de energía para ambos grupos.

Finalmente, la comparación de los valores de s_A obtenidos por ecointegración utilizando el umbral de - 59.4 dB, y el umbral empírico de - 47 dB utilizado por el CRIP Guaymas mostraron que este último puede subestimar aproximadamente un 10% para valores altos de s_A ($>4000 \text{ m}^2 \cdot \text{mn}^{-2}$). Para valores pequeños (y más frecuentes) de s_A la subestimación puede alcanzar $>80\%$.

En las etapas iniciales de este estudio, se propuso como un objetivo primario el desarrollo de un método para interconvertir valores de una frecuencia en otra, con el propósito de generar matrices de valores virtuales de S_v en 120 kHz a partir de observaciones obtenidas en 38 kHz, que pudieran ser utilizadas para obtener el ΔMVBS bajo rutinas de filtrado convencionales. Esto basado en la respuesta diferencial en la reflectividad en función de la frecuencia descrita por Korneliussen & Ona (2003). Se analizó la proporción media simple entre frecuencias, la distribución de valores de $r(f)$ y la estimación por modelos de regresión lineal y no lineal (Godlewska *et al.* 2009). La varianza calculada para la proporción, la variabilidad de los valores de $r(f)$, y los valores de r y r^2 obtenidos en las regresiones no fueron óptimos para un modelo estadísticamente confiable. Por esta razón en el presente trabajo se considera que estos métodos de análisis no son viables para interconvertir frecuencias. Es factible que la aplicación de técnicas más robustas, como la modelación por redes neuronales, permita resolver este problema, para obtener valores virtuales de S_v confiables de ser utilizados en procedimientos convencionales de filtrado (suma y/o diferencia de frecuencias), lo que plantea una línea de investigación para trabajos de investigación posteriores.

La aplicación de umbrales es un método de uso común para separar las fracciones de peces de organismos como zooplancton (Madureira *et al.*, 1993) cuyos ecos presentan una dependencia mayor con respecto a la frecuencia que los de peces (Kang *et al.* 2002). El valor del umbral fue similar entre campañas (-121.15 dB para 2012 y -120.76 dB para 2013) por lo cual, para el filtrado de ecogramas con la rutina bi-frecuencia se utilizó un umbral promedio de -121 dB. Este valor es mayor al utilizado por Ballón (2011) quien, de manera empírica, eligió un valor de -135 dB para

separar el S_v de peces pelágicos menores (sardina y anchoveta peruana) del S_v de macrozooplancton para crear ecogramas combinados para 38 y 120 kHz a partir de prospecciones realizadas en la región norte de la Corriente de Humboldt. Este umbral permite diferenciar con claridad las señales acústicas de peces y zooplancton, no obstante ser de una magnitud considerablemente menor al calculado en este trabajo

La información de los lances permitió una asociación más objetiva con las especies blanco, en particular para los lances con peces monoespecíficos, por lo que los valores detectados se consideran como representativos de estos grupos de peces (o especies). En este punto es importante contar con un número de lances-ecogramas suficientemente grande para incrementar la posibilidad de identificar distribuciones bimodales, ya que no en todos los ecogramas asociados a lances fue posible identificar cardúmenes u otras estructuras agregativas, y no en todos los ecogramas se produjeron las distribuciones esperadas.

Validez del diseño de muestreo

El diseño de muestreo con transectos tipo greca, aplicado desde 2008 en las campañas de prospección acústica en el Golfo de California está basado en la metodología estándar (Jolly & Hampton, 1990 a; Simmonds & MacLennan, 2005). Este es un diseño de muestreo común para el estudio de peces pelágicos menores (Barange & Hampton, 1997). La elección de esta estrategia permite una panorámica de la distribución geográfica y costa-océano de la sardina y anchoveta; en ese sentido proporciona información válida para las comparaciones interanuales y en cada campaña, que permite obtener estimaciones insesgadas de la muestra, y reduce la varianza entre transectos. También fueron utilizados transectos en zig-zag, principalmente en Isla Ángel de la Guarda y la costa de Baja California. Sus ventajas y desventajas han sido discutidas por Jolly & Hampton (1990 b). Estos autores señalan que un problema de sesgo en la muestra por la contigüidad de los transectos es un riesgo latente, dado que habría porciones que estarían muestreando prácticamente el mismo volumen de agua, lo anterior es más evidente en los vértices

de los transectos en zig-zag, cuyos ángulos sean menores a 45° cerrados. Sin embargo, este factor no fue evaluado en las campañas. La razón principal para combinar ambas estrategias de muestreo fue la extensión de la plataforma continental en la costa de Baja California, que es más reducida. En la última parte de los cruceros, cuando se muestrea la región entre Yavaros y Guaymas, la estrategia también fue de zigzag, en esta zona la plataforma continental es más extensa, por lo que sería factible adoptar la estrategia de muestreo en grecas. Para una optimización y comparación de todas las regiones, sería recomendable incluir otras consideraciones técnicas y logísticas (tiempo de crucero, etc.) para unificar en campañas posteriores el mismo diseño de muestreo para toda la costa de Sonora. La distancia intertransectos fue establecida *a priori* en 10 millas náuticas, aunque no está comprobado como la distancia óptima entre transectos.

Uno de los problemas de comparar valores de energía (o biomasa) entre diferentes zonas definidas en un polígono reside en el número de observaciones disponibles en cada una de ellas, en especial cuando la diferencia de tamaño entre estos es considerable, y repercute en el cálculo de los estimadores insesgados. Debido a que la distancia entre ESUs es aproximadamente la misma en el transecto por grecas los polígonos de regiones grandes (como Isla Ángel de la Guarda-San Rafael) contienen un mayor número de ESUs que polígonos pequeños (como Isla Tiburón). Si se considera además la distribución de los valores de s_A en cada polígono, la cual generalmente es asimétrica, la relación media-varianza estaría sujeta a un eventual sesgo. Este problema, inherente a la estrategia de muestreo, puede ser tratado de varias maneras. Una de ellas podría ser regionalizar en unidades de menor extensión, para minimizar las diferencias en la varianza por efecto del área. En todo caso, es importante contar con información previa acerca de la distribución de las poblaciones que sirva como referencia, la cual puede provenir de los datos de pesca comercial, o de campañas de prospección pesquera.

Comparación entre lance más cercano y proporción por polígono

Las estimaciones de biomasa por especie presentaron resultados diferentes en función del método aplicado y la especie analizada. Para *Engraulis mordax*, la combinación de métodos y tipos de análisis produjo valores similares, la variación más importante se observó en el 2013 entre la estimación por lance más cercano en ecogramas no filtrados y en ecogramas filtrados (solamente disponibles en 2012 y 2013). Por lo anterior, se considera que las estimaciones entre métodos y ecogramas son consistentes entre sí, con variaciones relativamente mínimas. Para esta especie el método de estimación y el tipo de ecograma analizado no parecen influir de manera significativa en el cálculo de su biomasa acústica. Por el contrario, la estimación de la biomasa de sardina *S. sagax* presentó amplias importantes de acuerdo con el método y ecograma utilizado, posiblemente la razón de esto puede encontrarse en la proporción del número de lances positivos por especie en cada polígono.

La campaña de 2011 es interesante por dos razones, la primera es porque en ella se obtuvo la estimación más alta de biomasa en los cuatro años, la cual fue calculada con el método de proporción por polígono. La segunda es porque, para *Sardinops sagax*, se produjeron las mayores diferencias de biomasa entre los dos métodos empleados, >125,000 t. (en ambos se trabajó con ecogramas no filtrados). En la región de Santa Rosalía fue registrada una ESU con un $s_A = 114,902$, el más alto de todas las campañas. La función de esta ESU es relevante a nivel general, ya que actúa como un atractor que incrementa el valor promedio de la energía que va a ser multiplicada por la captura. Sin embargo, el efecto de la ESU cambia cuando los métodos son aplicados. Para la sardina, el lance más cercano a esta ESU (lance 31) no reporta capturas de esta especie, por lo que el valor de biomasa es 0 (ausente). Al aplicar el método de proporción por polígono, se consideraron dos lances (32 y 33) cuyas proporciones son de 10 y 18%; no son proporciones altas, pero son datos cuyo promedio multiplicado por la energía de la ESU, incrementan la biomasa de este polígono. En complemento, el ecograma asociado reveló la presencia de una agregación cuya longitud es de aproximadamente dos millas náuticas, con una altura

máxima de 80 m. En el resto de ellos los valores de s_A fueron consistentemente bajos.

El efecto de la ponderación del valor de s_A y el porcentaje de capturas es más evidente en *E. mordax* que en *S. sagax*. Esta especie tuvo el mayor número de lances positivos, así como las capturas más altas de todas las especies de peces para este año, en especial la región entre Isla Ángel de la Guarda-Bahía San Rafael, y es la especie dominante de la captura del lance 31, que fue obtenido en la ESU descrita anteriormente. Sin embargo, la biomasa en este año es la más baja de los cuatro años analizados; registrando incluso valores <300 t (método de la proporción por polígono). Esto sugiere una aparente contradicción, que puede explicarse si se considera el argumento propuesto para *S. sagax*. Para el método de proporción por polígono, los lances están generalmente asociados a ESUs con valores bajos de energía y en consecuencia promedios bajos, lo que disminuye la biomasa calculada. Para el método del lance más cercano, en los polígonos 2 y 3 (Guaymas-Yávaros) hay relativamente menos lances con capturas bajas, pero hay un mayor número de ESU con valores de s_A cercanos o superiores a 10,000 t, lo cual, al multiplicarse por los valores de C_t crea un incremento en la biomasa estimada por polígono. En cambio, para el polígono 4 se obtuvieron capturas altas, pero ESUs con s_A bajos, el resultado es entonces una estimación baja de la biomasa.

Patrones de biomasa por polígono

En la estimación de biomasa por zonas para *S. sagax*, los datos de 2010 ubicaron a Isla Ángel de la Guarda- Bahía San Rafael como el mayor núcleo de biomasa en todo el Golfo. En la temporada de 2011, este núcleo se desplazó hacia el sur, en el polígono de Guaymas-Yavaros, aquí fue observado un comportamiento atípico, ya que sólo en 2011 se reportó presencia de *S. sagax*. Para 2011, 2012 y 2013, la región entre Bahía Kino y Guaymas se mantuvo como una zona de altas densidades. Esta zona ha sido descrita como un sitio recurrente de pesca para este recurso, que ha presentado fuertes oscilaciones en las capturas (Nevárez-Martínez *et al.*, 2001). Al comparar entre zonas, fue posible observar una tendencia donde los

polígonos 5 y 6, que corresponden a la costa de Baja California Sur, y el polígono 7, ubicado en Isla Tiburón, Sonora, aparecen consistentemente como zonas con bajas biomasa de peces pelágicos menores.

La tendencia descrita coincide parcialmente con lo reportado por otros autores para la distribución de *S. sagax* en el Golfo de California. La región de las grandes islas (Tiburón y Ángel de la Guarda) y la parte central del Golfo, son reconocidos como puntos de elevada concentración y desove de sardina y anchoveta (Sánchez-Velasco *et al.*, 2002, Aceves-Medina *et al.*, 2009), con un pronunciado patrón estacional relevante en la dinámica del ecosistema pelágico (Sánchez-Velasco *et al.*, 2009). Esta región ha sido caracterizada como uno de los centros de distribución para sardina monterrey en el noroeste mexicano (Lluch Belda *et al.*, 1995). Los muestreos fueron realizados a mediados de primavera, cuando las poblaciones adultas han expandido su área de distribución hasta la zona frente a Yavaros (Hamman *et al.*, 1988) por lo que es factible considerar que la distribución geográfica observada durante la campaña sea consecuencia de esta migración. La alta producción biológica ha permitido que co-habiten individuos adultos con huevecillos en zonas de desove, y biomasa altas de zooplancton, como ha sido revelado mediante el análisis de prospecciones acústicas y muestreos biológicos por Aceves-Medina *et al.* (2009). Aquí, las poblaciones de sardina expanden o contraen su rango de distribución para alimentarse o desovar, siguiendo patrones ambientales (Lanz, 2009).

Comparación con otras estimaciones

Los datos utilizados en este estudio proceden de prospecciones acústicas y pesqueras realizadas por el CRIP Unidad Guaymas, que son realizadas de manera anual desde 2008. Sin embargo, las estimaciones de biomasa obtenidas en este estudio son menores a las calculadas por esta institución. Durante 2011 y 2012, ellos reportan biomasa superiores a 1.4×10^6 t. Los resultados tampoco coinciden con las estimaciones reportadas por Domínguez-Contreras *et al.* (2012) para cardúmenes multiespecíficos de peces pelágicos menores, quienes proponen un valor de biomasa

para peces pelágicos menores en general, cuya mediana es superior a 1.92×10^6 t. Por contraste, en la estimación con los métodos acústicos y referencias por polígono y lance más cercano, el máximo valor de biomasa alcanzado es de $C_t < 300,000$ t para *S. sagax*. Es común que al establecer este parámetro se utilicen criterios subjetivos para definir el S_v , basados en la experiencia del investigador, o bien en los reportados en la literatura. Por ende, se espera que exista una variabilidad en la estimación derivada de la calibración, frecuencia acústica utilizada, parámetros de configuración, localidad, densidad del agua o si el carácter del estudio es mono o multiespecífico, e inclusive en prospecciones realizadas para una misma especie en diferentes temporadas del año.

Existen varios factores que pueden explicar las diferencias en los cálculos. En el presente trabajo, el valor de S_v utilizado para delimitar las fracciones de energía fue determinado mediante la aplicación de un algoritmo que permite definir mediante estimaciones bayesianas, un valor óptimo de separación. Esto es particularmente importante, ya que se generó a partir de datos *in situ* tomados de los patrones naturales de agregación de los organismos, y complementado por lances de pesca confirmatorios, tanto monoespecíficos como multiespecíficos, por lo que se cuenta con una muestra biológica que permite calcular la proporción de la especie objetivo, en lugar de utilizar valores de S_v reportados en literatura, y obtenidos con diferentes equipos bajo condiciones ambientales distintas.

El valor umbral obtenido (-59.4 dB) es menor al utilizado en las prospecciones realizadas por el CRIP Guaymas (-47 dB), y el reportado por Robinson *et al.* (2007) y Domínguez-Contreras *et al.* (2012) quienes utilizaron un $S_v = -50$ dB para la sardina del Pacífico en Bahía Magdalena y Golfo de California, México. En principio, podría sugerir que la biomasa estimada debería ser mayor, ya que al ampliar el umbral de detección se incrementan los valores de s_A resultado de la ecointegración. Sin embargo, no se observó un incremento significativo de energía al modificar el umbral.

Otro factor importante para explicar las diferencias reside en el procesamiento de los valores de s_A obtenidos con la ecointegración. El método utilizado indica que los valores de s_A de peces pelágicos menores de un cardumen son el resultado de la suma de la energía de los estratos para una ESU particular donde la estructura identificada estuvo presente, más la parte proporcional del estrato adyacente que corresponde a la porción que el cardumen ocupa en dicho estrato. Esto disminuye el valor de s_A disponible para su transformación en biomasa acústica, a diferencia de otras estimaciones que utilizan el valor de s_A en toda la columna de manera directa, lo que genera una sobreestimación de la biomasa. Con este procedimiento se compensa el efecto de la energía de ecointegración sobre la estimación de la biomasa, por lo que actúa a modo de ajuste.

La captura por especie y la proporción de estas especies en cada lance también puede afectar los resultados. En este trabajo, el procedimiento utilizado es una adaptación del método AICASA (Petitgas *et al.*, 2003; Karoui *et al.*, 2008) cuyo postulado se basa entre la asociación de la muestra obtenida en una captura para un lance específico, y las imágenes acústicas asociadas a él. En principio parece un argumento sólido, ya que asignaría una identidad biológica a los blancos acústicos. Sin embargo, existen algunos problemas metodológicos que deben considerarse; por ejemplo, la asociación se realiza con las estructuras registradas en un ecograma que cubre una distancia determinada y el lance se realiza sobre el mismo derrotero, por lo tanto aplica sobre la información del lance completo, pero no sobre algún cardumen específico registrado en el ecograma. Esto dificulta la asociación entre lances y ecogramas, a menos que se observe un sólo tipo de cardumen repetido en varios ecogramas, y que los lances sean monoespecíficos. Este podría ser un escenario relativamente común en lagos templados o fiordos, donde una o dos especies dominan las capturas (Godlewska *et al.*, 2009) pero no en ecosistemas marinos tropicales o subtropicales, donde, si bien es posible obtener lances monoespecíficos, estos son considerablemente menos frecuentes (no más de tres lances por campaña fueron obtenidos) ya que la riqueza de especies que forman cardúmenes aumenta la incertidumbre al establecer la relación un cardumen - una

especie. Por otro lado, durante un lance la profundidad suele mantenerse dentro de un intervalo relativamente constante, de modo que la información que provee sobre la(s) especie(s) capturadas se restringe al estrato muestreado, por esto, asociar la captura de un estrato específico con el resultado de la ecointegración en toda la columna puede generar *a posteriori* una sobreestimación de la biomasa.

El factor más importante que puede afectar el cálculo de la biomasa probablemente reside en la captura total (C_t) y la proporción de las especies objetivo por lance, dado que la biomasa acústica es en parte función de la captura, la cual es multiplicada por la energía ajustada de cada ESU. Es conocido que el resultado de un lance puede ser afectado por aspectos como el tipo de red utilizada, la velocidad de arrastre, la hora y profundidad real, la capacidad de los cardúmenes para evadir la red, y la hora de la noche (Soria *et al.*, 1996), además de la presencia y abundancia de la especie determinada en la zona de pesca. De esta forma, el resultado de un lance no siempre implica altas capturas (mono o multiespecíficas). Lo anterior sí puede generar un problema en los cálculos, de manera que en aquellas ESU con alta energía asociada a peces pelágicos, identificada a través de la presencia de cardúmenes, pero con bajas capturas o bien con proporciones de captura bajas de la especie de interés, se obtendrá una subestimación de la biomasa acústica.

La distribución de los valores de s_A en todos los muestreos presentó un patrón fuertemente orientado hacia los intervalos de clase medio-bajos, con algunos valores extremos en frecuencias bajas. Lo anterior es un comportamiento recurrente en análisis hidroacústicos, y es debido a que en la columna de agua la distribución de los peces ocurre de manera agregada (heterogénea). También debe considerarse que no todas las ESU analizadas proporcionaron energía asociada a peces pelágicos menores, ya que hubo ESUs positivas en cuyos ecogramas no se registraron ecos asociados a este grupo de peces, por lo que el efecto real de la energía de peces fue mínimo. Esto se traduce en un incremento de la proporción de ceros en la matriz de datos y fue posiblemente una razón por la cual la distribución de los valores de s_A y en consecuencia la función de densidad de probabilidad correspondiente presentan

una fuerte asimetría (Simmonds & MacLennan, 2005). En general, la presencia de valores extremadamente altos (o bajos) dentro de una distribución de datos de captura, o como en este caso, de estimaciones de biomasa, es un comportamiento recurrente cuando se realizan prospecciones acústicas. Esto puede ocasionar sesgos estadísticos importantes en la estimación del valor medio de captura, y repercutir en decisiones sobre administración pesquera. Este problema ha sido tratado por Pennington (1983, 1996) quien calcula los estimadores insesgados (media y varianza) a partir de una distribución lognormal, y su variante, la distribución delta (cuando se consideran ceros) así como en los intervalos de confianza. Estos modelos han sido aplicados por estos autores en la modelación de pesquerías demersales (*Eopsetta jordani*) y son especialmente útiles para modelar datos sobre especies que (como las de este estudio), presentan patrones de distribución espacial fuertemente agregados (“patch”). Por el contrario Kapenmann (1999) propone un método para reducir el efecto de datos atípicos en el cálculo del valor medio de captura por unidad de esfuerzo, en el cual se utilizan valores estimados por iteración para sustituir los datos extremos, a partir de una función de densidad de probabilidad tipo Kernel; en este caso no se requiere del supuesto de que los datos parten de un tipo específico de distribución de probabilidades (p. ej. una distribución normal). Ambas aproximaciones han demostrado ser satisfactorias en la obtención de los estimadores.

Temperatura y producción primaria neta

La presencia de una zona de agua fría permanente en la región de las Grandes Islas observada en las imágenes satelitales es una de las características prominentes del Golfo (Badan-Dangon *et al.*, 1985; Lluch-Cota *et al.*, 2007). Esta región tiene una función relevante en la dinámica de corrientes de la región, y como zona permanente de surgencias por topografía batimétrica y forzamiento de vientos.

La tendencia del Golfo a presentar una homogeneidad en los valores de PPN para las regiones norte y sur es similar a la descrita por Valdéz-Holguin *et al.* (1995) para estimaciones de clorofila “a” obtenidas con el método del ^{14}C y con fluorescencia, y a la de Hidalgo & Álvarez-Borrego (2004) estimada con imágenes

satelitales del sensor SeaWiifs. Estos autores mencionan que la región de las Grandes Islas es la más productiva del Golfo, con lo cual los resultados de este trabajo coinciden. La condición del Golfo en términos de productividad primaria es mesotrófica. La zona de gradientes encontrada alrededor de las Grandes Islas, particularmente Isla Ángel de la Guarda fue reportada previamente por Sánchez-Velasco *et al.* (2009) a partir de imágenes satelitales de clorofila “a” en junio 2005. La alta productividad identificada al norte de Puerto Lobos es constante durante todo el año (Santamaría-del-Ángel *et al.*, 1994a). Los valores de productividad neta obtenidos para la parte oceánica del Golfo en los cuatro muestreos varían de menos de 1000 a 4000 mg C·m⁻²·d⁻¹ y coinciden con los reportados por Lluch-Cota *et al.* (2007).

La presencia de una región con agua fría y de alta productividad en la región de las Grandes Islas responde a un proceso complejo, donde varios factores interactúan en diferentes escalas espaciales y temporales. Amador-Buenrostro *et al.* (1991), Delgadillo-Hinojosa *et al.* (1997) y Lavín & Marinone (2003) reportaron que en el Canal de Ballenas y regiones adyacentes (Bahía de los Ángeles) el esfuerzo por viento y las corrientes de marea son los principales mecanismos que controlan los patrones de circulación y los procesos de mezcla en la columna de agua. Estos autores han reportado velocidades de corrientes de marea aproximadamente de 1.5 m·s⁻¹ y corrientes generadas por estrés de viento mayores a 25 cm·s⁻¹. El efecto de estos procesos en la fisiología y crecimiento del fitoplancton se expresa a través de la modulación de la variabilidad de nutrientes y la exposición de las células fitoplanctónicas a los gradientes lumínicos (Delgadillo-Hinojosa *et al.*, 1997) y por lo tanto en la producción primaria, esto se explica si se considera que su respuesta biológica ocurre en intervalos cortos de tiempo, normalmente de horas a días (Mann & Lazier, 1996).

No es coincidencia haber registrado altos valores de biomasa de peces pelágicos menores estimada por métodos hidroacústicos en la zona entre Isla Ángel de la Guarda y Bahía de los Ángeles. La condición de alta productividad para esta región hace posible la concentración de grandes stocks de sardina (Lluch-Belda *et al.* 2003; Lluch-Cota & Arias-Aréchiga 2000). Esto permite identificar a esta región como un centro de dispersión (Nevárez-Martínez *et al.*, 2006; Martínez-Zavala *et al.*, 2010). Sokolov (1974) y Cisneros-Mata *et al.* (1987) plantearon la hipótesis que puede existir una relación entre el descenso en la temperatura del agua en esta región (posiblemente derivada de condiciones de surgencia) y la concentración de cardúmenes de sardina, particularmente en el Canal de Ballenas-Salsipuedes. Sin embargo, en este punto los datos de capturas difieren, ya que en los lances, *E. mordax* fue la especie dominante para esta región. En este sentido, los datos de este estudio indican una preferencia de esta especie por habitar en aguas con temperaturas entre 21 grados, o bien 24 grados, lo cual no corresponde con lo planteado en la hipótesis de trabajo, esto sugiere que esta especie prefiere hábitats donde prevalezcan surgencias de intensidad media, donde haya productividad, pero con procesos de mezcla más moderados. Para explicar esto, Cury & Roy (1989) han desarrollado la teoría de las “ventanas ambientales óptimas”, aunque se han enfocado en explicar el reclutamiento larval en condiciones de surgencia. Tal vez un escenario hidrográfico más complejo, que involucre variables como la velocidad del viento, o la profundidad de la capa de mezcla pueda explicar de mejor forma la distribución de estos patrones. Para *Sardinops sagax*, no se identificó alguna tendencia clara, salvo en el muestreo de 2012, por lo que la hipótesis no se soporta para esta especie, al menos en cuanto a TSM y PPN, y no parece tener una selectividad tan característica como *E. mordax*, si bien son especies que comparten hábitat.

La aplicación de métodos hidroacústicos en la estimación de biomasa de peces pelágicos menores requiere de la caracterización de los patrones reflectivos de las especies en el mar, y de su acoplamiento con datos pesqueros. Como todo método, está sujeto a fuentes de variación derivadas del proceso de asignación de la

energía por unidad de muestreo, del umbral para separar las fracciones de peces y zooplankton. Por supuesto, también debe considerarse la variabilidad en la composición en las capturas y las condiciones hidrográficas, específicamente la estructura termohalina de la columna de agua, y la productividad. Sin embargo, estos métodos han probado su éxito para proveer estimadores independientes de los stocks de algunas especies de peces de importancia económica en el mundo (Misund, 1993, 1997; Simmonds & MacLennan, 2005) y que aún ofrece un amplio potencial para mejorar dichas estimaciones en ecosistemas subtropicales como el Golfo de California.

A partir los resultados del trabajo y de su análisis y discusión, nuevas preguntas de investigación pueden plantearse. Sobre la parte de acústica una de ellas podría ser acerca del umbral, y cómo puede variar cuando la estimación se realiza en diferentes meses del año, cuando la distribución por tallas de los organismos se modifica. Otra pregunta se refiere a la validez de los métodos utilizados, para relacionar las capturas con la información acústica ¿porqué dos métodos pueden producir diferencias tan amplias en la biomasa calculada? Un punto ideraod en este trabajo se refiere a desarrollar un método que permita interconvertir, de manera confiable, valores de Sv entre frecuencias, para crear ecogramas “virtuales” que puedan ser utilizados en procedimientos convencionales de filtrado acústico. Desde el aspecto ecológico-pesquero, una tarea pendiente es la caracterización de la relación entre surgencias y peces pelágicos menores. Nuestros datos indican que no es lineal, pero ¿es una relación tipo domo, como lo plantean Cury & Roy? ¿ cómo se modifica a lo largo del año?.

CONCLUSIONES

1.- Mediante el método propuesto en este trabajo, es posible separar las señales acústicas correspondientes a cardúmenes de peces de los organismos circundantes presumiblemente zooplancton, con un umbral de fuerza de retrodispersión de volumen (S_v , dB re 1 m^{-1}) de -59.4 dB, en prospecciones realizadas con frecuencia de 38 kHz. Este umbral es menor por 12 dB al utilizado en las estimaciones actuales (-47 dB).

2.- Con la redefinición de este umbral, las biomásas estimadas para *Sardinops sagax* y *Engraulis mordax* presentan mínimos de 295 t en 2011, y 25,284.06 t en 2012, y máximos de 249,634 t en 2012, y 259,791.6 t respectivamente. Estas estimaciones son menores a lo reportado por otros autores para la región, aunque en meses distintos a los del muestreo.

3.- La distribución geográfica del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada (s_A , $\text{m}^2 \cdot \text{mn}^{-2}$) asociado a peces pelágicos menores mostró una zona de concentración de registros en la región entre Isla Ángel de la Guarda y Bahía San Rafael en 2010 y 2012, y hacia Loreto en 2011 y 2013.

4.- Se identificó una relación entre los valores de biomasa acústica de *E. mordax* y *S. sagax* con temperaturas entre 20.5 a 21.5 °C, y 24 a 25 °C, y productividades de 1000 - 3000 $\text{mg C} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$, y no sugiere una relación lineal, por lo que no hay evidencia que apoye la hipótesis de que el incremento en la intensidad de la surgencia favorece la concentración de *Sardinops sagax* y *Engraulis mordax*.

6.- RECOMENDACIONES

A partir del resultado obtenido se sugieren varias alternativas al diseño de muestreo que podrían enriquecer los resultados de las campañas:

- Modificar el diseño de muestreo a un muestreo por greclas, en la región entre Guaymas y Yavaros.
- Realizar una campaña exploratoria enfocada para analizar el efecto de diferentes distancias intertransecto, a fin de definir mediante procedimientos geoestadísticos, las distancias óptimas.
- Incluir en el plan de campaña un transecto por región en el que se hicieran prospecciones durante 24 horas, para caracterizar patrones de migración y agregación de cardúmenes.
- Incrementar el esfuerzo de muestreo en el canal de Ballenas.
- Calcular el b_{20} por especie en la región, o al menos para clupeidos y engráulidos.
- Redefinir el tamaño de los polígonos a lo recorrido en una prospección para reducir el efecto del número de ESUS y el número de lances.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Aceves-Medina, G., R. Palomares-García, C.J. Robinson & R.J. Saldierna-Martínez. 2009. Multivariate characterization of spawning and larval environments of small pelagic fishes in the Gulf of California. *J. Plank. Res.* 31(10):1283-1297.
- Aglen, A. 1983. Random errors of acoustic fish abundance estimates in relation to the survey grid density applied. *FAO. Fish. Rep.* 300:293-298.
- Álvarez-Borrego, S. & S.R. Schwartzlose. 1979. Water masses of the Gulf of California. *Cienc. Mar.* 6: 43–63.
- Álvarez-Borrego, S. 1983. El Golfo de California. In Ketchum, B.H. (ed.) *Estuaries and enclosed seas*. Elsevier, Amsterdam. 500 pp.
- Álvarez-Borrego, S., J. & R. Lara-Lara. 1991. The physical environment and primary productivity of the Gulf of California J.P. Dauphin, B. Simoneit (Eds.). *The Gulf and Peninsular Province of the Californias*: 555-567.
- Álvarez-Borrego, S. 2012. Phytoplankton biomass and production in the Gulf of California: a review. *Bot. Mar.* 55 (2): 119–128.
- Amador-Buenrostro, A., Serrano-Guzmán, S.J. & M.A. Argote-Espinoza. 1991. Numerical model of the circulation induced by the wind at Bahía de Los Ángeles, B.C., México. *Cienc. Mar.* 17: 39-57.
- Argote, M.L., Amador, A., Lavín, M.F. & J.R. Hunter. 1995. Tidal dissipation and stratification in the Gulf of California. *J. Geophys. Res.* 100(8):16103-16118.

- Aragón-Noriega, E. A. & L. E. Calderón-Aguilera. 2000. Does Damming the Colorado River Affect the Nursery Area of Blue Shrimp (*Litopenaeus stylirostris*) (*Decapoda:Penaeidae*) in the Upper Gulf of California?. *Rev. Biol. Trop.* 48:867–871.
- Arreguín-Sánchez, F. & E. Arcos-Huitrón. 2011. La pesca en México: estado de la explotación y uso de los ecosistemas. *Hidrob.* 21(3): 431-462.
- Arreguín-Sánchez, F., P. del Monte-Luna, M. J. Zetina-Rejón & M.O. Albáñez-Lucero. 2017. The Gulf of California Large Marine Ecosystem: Fisheries and other natural resources. *Env. Dev.* 22:71-77.
- Badan-Dangon, A., J. Koblinsky & T. Baumgartner. 1985. Spring and summer in the Gulf of California: observations of surface thermal patterns. *Ocean. Act.* (8):13-22.
- Badan-Dangon, A. 1998. Coastal circulation from the Galápagos to the Gulf of California. In Robinson, A. and K.H. Brink (Eds.) *The Sea*, 11: 315-343.
- Bakun, A. 1996. Patterns in the Ocean: Ocean processes and Marine Population Dynamics. University of California Sea Grant, San Diego California, USA, in cooperation with Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, La Paz, Baja California Sur, México. 323 pp.
- Bakun A., E. A. Babcock, S.E. Lluch-Cota & Ch. J. Santora. 2010. Issues of the ecosystem-based management of forage fisheries in “open” non stationary ecosystems: the example of the sardine fishery in the Gulf of California. *Rev. Fish. Biol. Fish.* 20: 9-29.
- Ballón, M. 2010. Acoustic study of macrozooplankton off Peru: Biomass estimation, spatial patterns, impact of physical forcing and effect of forage fish distribution. Ph. D. Thesis. Universidad de Montpellier II: 69-89.

- Ballón, M., A. Bertrand, A. Lebourghes-Dhaussy, M. Gutiérrez, P. Ayón, D. Grados & F. Gerlotto. 2011. Is there enough zooplankton to feed forage fish populations off Peru? An acoustic (positive) answer. *Prog. Oceanography*. 91. 360–381.
- Barange, M. & I. Hampton. 1997. Spatial structure of co-occurring anchovy and sardine populations from acoustic data: implications for survey design. *Fish. Oceanogr.* 6(2): 94-108.
- Bary, B. McK. 1966. Back scattering at 12 kc/s in relation to biomass and numbers of zooplanktonic organisms in Saanich Inlet, British Columbia. *Deep Sea Res. Oc. Abs.* 13(4): 655-666.
- Baumgartner, T.R., & N. Christensen. 1985. Coupling on the gulf of California to large-scale interannual climatic variability. *J. Mar. Res.* 43: 825-848.
- Beier, E. 1997. A Numerical Investigation of the Annual Variability in the Gulf of California. *J. Phys. Oceanog.* 47(11): 615-632.
- Benaglia T., D. Chauveau, D.R. Hunter & D. Young. 2009. mixtools: An R package for analyzing mixture models. *J. Stat. Softw.* 32, 1–29.
- Benoit-Bird K. J., W.W.L. Au & D. W. Wisdom. 2009. Nocturnal light and lunar cycle effects on diel migration of micronekton. *Limnol. Oceanogr.* 54, 1789-1800.
- Behrenfeld, M.J. & P.G. Falkowski. 1997. Photosynthetic rates derived from satellite-base chlorophyll concentration. *Limnol. Oceanogr.* 42(1): 1-20.
- Berger L., C. Durand, C. Marchalot & N. Diner. 2005. MOVIES+ User Manual version 4.3 IFREMER.

- Bertrand, A., Josse, E., & J. Massé. 1999. In situ acoustic target strength measurement of bigeye (*Thunnus obesus*) and yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) by coupling split-beam echosounder. *ICES Jour. Mar. Sci.* 56:51-60.
- Bertrand A., E. Josse, P. Bach & L. Dagorn. 2003. Acoustics for ecosystem research: lessons and perspectives from a scientific programme focusing on tuna–environment relationships. *Aquat. Living Resour.* 16:197–203.
- Blaxter, J.H.S. & J.R. Hunter.1982. The biology of clupeoid fishes. *Adv. Mar. Biol.* 20:1-223.
- Bray, N.A. 1988. Water mass formation in the Gulf of California. *J. Geophys. Res.* 93 (C8): 9223–9240.
- Bray, N. A. & J.M. Robles. 1991. Physical Oceanography of the Gulf of California. In The Gulf and Peninsular Province of the Californias. *Mem. Am. Assoc. Pet. Geol.* 47: 511-553.
- Burczynski, R. 1982. Introducción al uso de sistemas de sonar para la estimación de la biomasa de peces. *FAO Doc. Téc. Pesca.* 191: 1-250.
- Castro, R., R. Durazo, A. Mascarenhas, C. Collins & A. Trasviña. 2006. Thermohaline variability and geostrophic circulation in the southern portion of the Gulf of California. *Deep-Sea Res. I.* 53:188–200.
- Cervantes-Duarte, R., Verdugo-Diaz, G. & J.E. Valdez Holguín. 2005. modelo estacional de producción primaria estimada mediante métodos de fluorescencia natural en una región costera del Golfo de California. *Hidrobiól.* 15(1) 79-87.

- Cisneros-Mata, M.A., J.P. Santos-Molina, J.A. De Anda, A. Sánchez-Palafox & J.J. Estrada-García. 1987. *Pesquería de sardina en el noroeste de México (1985/1986)*. SEPESCA. Instituto Nacional de la Pesca. Centro Regional de Investigación Pesquera (Guaymas, Sonora, México). 79 p.
- Cisneros-Mata, M. A., M.O. Nevárez-Martínez, G. Montemayor-López. J.P. Santos-Molina & R. Morales-Azpeitia. 1991. *Pesquería de sardina en el Golfo de California 1988/89–1989/90*. SePesca, Instituto Nacional de la Pesca CRIP Guaymas. Calle 20 No. 605 sur, Guaymas, Sonora, México (in Spanish), 80 pp.
- Cisneros-Mata, M.A., M.O. Nevárez-Martínez & M.G. Hamman. 1995. The rise and fall of the Pacific sardine *Sardinops sagax caeruleus* Girard in the Gulf of California, Mexico. *CalCOFI Rep.* 36:136-143.
- Cisneros-Mata, M. A. 2001. Pesca y manejo pesquero en el Golfo de California. *Est. Soc.* 11: 57–69.
- Clayden. J. 2017. mmand: Mathematical Morphology in Any Number of Dimensions. R package version 1.5.0. URL <https://CRAN.R-project.org/package=mmand>.
- Collins, C.A., N. Garfield, A.S. Mascarenhas, M.G. Spearman & T. A. Rago. 1997. Ocean currents across the entrance to the Gulf of California. *J. Geoph. Res.* 102 (C9): 20,927-20,936.
- Cotero-Altamirano, C.E. & Y. Green-Ruiz. 1997. Spawning Biomass of the northern anchovy (*Engraulis mordax*) in the Gulf of California during 1991. *CalCOFI Rep.* 38.
- Cury, P. & C. Roy. 1989. Optimal environmental window and pelagic fish recruitment success in upwelling areas. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46(4): 670-680.

- Cury, P., A. Bakun, R.J.M. Crawford, A. Jarre, R.A. Quinones, L. Shannon & H.M. Verheye. 2000. Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in “wasp-waist” ecosystems. *ICES Jour. Mar. Sci.* 57: 603–618.
- Delgadillo-Hinojosa, F., G. Gaxiola-Castro, J.A. Segovia-Zavala, A. Muñoz-Barbosa & M.V. Orozco-Borbón. 1997. The Effect of Vertical Mixing on Primary Production in a Bay of the Gulf of California. *Est. Coast. Shelf Sci.* 45: 135–148.
- Dalen, J., A. Raknes & I. Rettingen. 1976. Target strength measurements and acoustic biomass estimation of capelin and 0-group fish. *Coun. Meet. Int. Coun. Explor. Sea* (B: 37): 9pp (mimeo).
- D’Elia, M.D., B. Patti, A. Bonnano, I. Fontana & G. Ciacalone. 2014. Analysis of backscatter properties and application of classification procedures for the identification of small pelagic fish species in the Central Mediterranean. *Fish. Res.* 149: 33-42.
- Demer, D. A., J.P. Zwolinski, K.A. Byers, G.R. Cutter, J.S. Renfree, Th. Sessions & B.J. Macewicz. 2011. *Prediction and confirmation of seasonal migration of Pacific sardine (Sardinops sagax) in the California Current Ecosystem.* *Fish. Bull.* 110(1): 52-70.
- Demer, D.A., J.P. Zwolinski, K.A. Byers, G.R. Cutter, J.S. Renfree, Th. Sessions & B.J. Macewicz. 2012. Acoustic-trawl surveys of Pacific sardine (*Sardinops sagax*) and other pelagic fishes in the California Current ecosystem: Part 1, Methods and an example application. Agenda Item C.3.a Attachment 2 (Electronic Only).
- Dempster A.P., N.M. Laird, & D.B. Rubin. 1977. Maximum likelihood from incomplete data via the EM algorithm. *J. Roy. Stat. Soc. Ser. B (Methodol.)* 39, 1–38.

- DOF. 1993. Norma Oficial Mexicana nom-003-pesc-1993, para regular el aprovechamiento de las especies de sardina Monterrey, piña, crinuda, bocona, japonesa y de las especies anchoveta y macarela, con embarcaciones de cerco, en aguas de Jurisdicción Federal del Océano Pacífico, incluyendo el Golfo de California. Diario Oficial de la Federación. México. 31 de diciembre de 1993.
- Domínguez-Contreras, J.F., C.J. Robinson & J. Gómez-Gutiérrez. 2012. Hydroacoustical survey of near Surface Distribution, Abundance, and Biomass of small pelagic Fish in the Gulf of California. *Pac. Sci.* (6683): 311-326.
- Eckmann R. 1998. Allocation of echo integrator output to small larval insect (*Chaoborus sp.*) and medium-sized (juvenile fish) targets. *Fish. Res.* 35: 107–113.
- Escalante, F., J.E. Valdez-Holguín, S. Álvarez-Borrego & J.R. Lara-Lara. 2013. Temporal and spatial variation of sea surface temperature, chlorophyll a, and primary productivity in the Gulf of California. *Cienc. Mar.* 39(2): 203-215.
- Espinosa-Carreón T.L., T. Strub, E. Beier, F. Ocampo-Torres & G. Gaxiola-Castro. 2004. Seasonal and interannual variability of satellite-derived chlorophyll pigment, surface height, and temperature of Baja California. *Jour. Geophys. Res.* 109, C03039. doi: 10.29/2003JC002105.
- Espinosa-Carreón, L & E. Valdéz-Holguín. 2007. Variabilidad interanual de clorofila en el Golfo de California. *Ecol. Apl.* 6(1-2): 83-92.
- Fablet, R., Lefort, R., Karoui, I., Berger, L., Masse, J., Scalabrin, C. & J.M. Boucher. 2009. Classifying fish schools and estimating their species proportions in fishery-acoustic surveys. *ICES Jour. Mar. Sci.* 66: 1136–1142.
- FAO. 2009. Anuario estadísticas de pesca y acuicultura. Servicio de Información y Estadísticas de Pesca y Acuicultura. *FAO Roma.* 72 pp.

- Félix-Uraga, R., V.M. Gómez-Muñoz, W. García-Franco, F.C. Quiñonez-Velázquez & F.N. Melo-Barrera. 2004. On the existence of Pacific sardine groups off the West coast of Baja California and southern California. *CalCOFI Rep.* 45: 146-151.
- Fernandes, P.G., F. Gerlotto, D.V. Holliday, O. Nakken & E.J. Simmonds. 2002. Acoustic applications in fisheries science: the ICES contribution. *ICES Mar. Sci. Symp.* 215: 483-492.
- Fernandes, P.G, R.J. Korneliussen, A. Lebourges-Dhaussy, J. Massé, M. Iglesias, N. Diner & E. Ona. 2006. The SIMFAMI Project: Species identification Methods from Acoustic Multifrequency Information. Final report to the EC, Q5RS-2001-02054.
- Fielding, S., J.L. Watkins, M.A. Collins, P. Enderlein & H.J. Venables. 2012. Acoustic determination of fish and krill across the Scotia Sea in spring 2006, summer 2008 and autumn 2009. *Deep Sea Res. II: Trop. Stu.in Oceanography.* (59-60): 173-188.
- Forbes, S.T. & O. Nakken. 1972. (eds). Manual of Methods for Fisheries Resource Survey and Appraisal. Part 2: The Use of Acoustic Instruments for Fish Detection and Abundance Estimation. *FAO Man. Fish. Sci.*, Food and Agriculture Organisation, Rome.
- Fréon, P., P. Cury, L. Shannon & C. Roy. 2005. Sustainable exploitation of small pelagic fish stocks challenged by environmental and ecosystem changes: a review. *Bull. Mar. Sci.* 76(2): 385-462.
- Gallardo-Cabello, M. 1983. Análisis del crecimiento de la anchoveta *Engraulis mordax* Girard, en aguas de Baja California Norte (Pisces: Engraulidae). Anales del instituto de Ciencias del Mar y Limnología.

- García-Alberto, G. 2010. Reproducción de la sardina del Pacífico *Sardinops sagax* (Jenyns, 1842) en la región Sur de la corriente de California. Tesis de Maestría en Manejo de Recursos Marinos. Instituto Politécnico Nacional, CICIMAR. La Paz, B. C. S. 2010. 77 pp.
- Gastauer S, B. Scouling , S.M.M. Fässler, D.P.L.D. Benden, M. Parsons.2016. Target strength estimates of red emperor (*Lutjanus sebae*) with Bayesian parameter calibration. *Aquat. Living. Resour.* 29: 301.
- Gaxiola-Castro G., J. García-Córdova, J.E. Valdez-Holguín & M. Botello-Ruvalcaba. 1995. Spatial distribution of chlorophyll a and primary productivity in relation to winter physical structure in the Gulf of California. *Cont. Shelf Res.* 15: 1043-1059.
- Godlewska, M., M. Colon, V. Doroszczyk, L. Dlugozewski, C. Vereges y & Guillard. 2009. Hydroacoustic measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz-consequences for fish stock estimation. *Fish. Res.* 96:11-16.
- Godø, O. R., N.O. Handegard, H.I. Browman, G.J. Macaulay, S. Kaartvedt, J. Giske & E. Johnsen. 2014. Marine ecosystem acoustics (MEA): quantifying processes in the sea at the spatio-temporal scales on which they occur. *ICES J. Mar. Sci.: J. du Cons.* 71(8): 2357-2369.
- Gómez-Gutiérrez, J., N. Tremblay, S. Martínez-Gómez, C. J. Ronbison, Del Ángel-Rodríguez, J., C. Rodríguez-Jaramillo, Zavala-Hernández, Ch. 2010. Biology of the subtropical sac-spawning *Nycthipanex simplex* in the northwestern seas of Mexico: Vertical and horizontal distribution patterns and variability of brood size. *Deep. Sea Res. Part II: Topical Studies in Oceanography.* 57 (7-8): 606-615.

- González-Chávez, G., V. Arenas-Fuentes, A. López-Serrano & M.A. Cisneros-Mata. 2004. Formas acústicas asociadas a cardúmenes de pelágicos menores en el Golfo de California. *En: Quiñones-Velázquez, C. y J.F. Elorduy-Garay (eds.). Ambiente y pesquería de pelágicos menores en el noroeste de México.* CICIMAR-IPN. pp 69-84.
- Gonzalez, R.C. & R.E. Woods. 2008. *Digital Image Processing. 3rd Edition*, Upper Saddle River, NJ, Pearson Prentice Hall. 215 pp.
- Greenberg, J.B. 1993a. "Local Preferences for Development" *En: McGuire, T.R. & J.B. Greenberg (eds.) Marine Community and Biosphere Reserve: Crises and Response in the Upper Gulf of California.* Occasional paper number 2. BARA, University of Arizona. pp 168.
- Greenlaw, Ch. F. 1979. Acoustical estimation of zooplankton populations. *Limnol. Oceanog.* 62, 44-52.
- Greenlaw, Ch. F. 1977. Backscattering spectra of preserved zooplankton. *Jour. Acous. Soc. Am.* 62: 44-52.
- Gregg, M.C. & J.K. Horne. 2009. Turbulence, Acoustic Backscatter, and Pelagic Nekton in Monterey Bay. *J. Phys. Oceanogr.* 39:1097–1114.
- Hamman, G.M., T.A. Baumgartner, T. & A. Badan-Dangon. 1988. Coupling of the Pacific Sardine (*Sardinops sagax caeruleus*) life cycle with the gulf of California pelagic environment. *CalCOFI Rep.* Vol. XXIX.
- Herguera, J.C., F.G. Bernal & A. Molina-Cruz. 2003. Decadal surface ocean variability in the lower Gulf of California: Records for the past 300 years. *Geof. Int.* July-september. 42 (003): 397-406.

- Hidalgo-González, R.M. & S. Álvarez Borrego. 2001. Chlorophyll profiles and the water column structure in the Gulf of California. *Ocean. Acta.* 24: 19-28.
- Hidalgo-González, R.M. & S. Álvarez-Borrego. 2004. Total and new production in the gulf of California estimated from ocean color data from the satellite sensor SeaWiFS. *Deep. Sea Res. II: Trop. Studies Ocean.* 51 (6-9): 739-752.
- Holmgren-Urba, D. & T.R. Baumgartner. 1993. A 250 –year history of pelagic fish abundances from the anaerobic sediments of the central Gulf of California. *CalCOFI Rep.* 34: 60-68.
- Holliday, D.V. (1977b). The use of swimbladder resonance in the sizing of schooled pelagic fish. *Rapp. P.-v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer* 170, 130–35.
- Hunter, J.R. & S.R. Goldeberg. 1980. Spawning incidence and batch fecundity in northern anchovy. *Engraulis mordax. Fish. Bull.* 77 (3): 641-652.
- 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. *Cienc.Pesq.* 18(2): 47-58.
- Johanesson, K.A. & R.B. Mitson. 1983. Fisheries Acoustics. A practical manual for aquatic biomass estimation. *FAO. Fish. Tech. pap.* 240: 249 pp.
- Jolly, G.M. & I. Hampton. 1990a. A stratified random transect design for acoustic surveys of fish stocks. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 1282–91.
- Jolly, G.M. & I. Hampton. 1990b. Some problems in the statistical design and analysis of acoustic surveys to asses fish biomass. –*Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer.* 189: 415-420.

- Kahru M, S.G.Marinone, S.E.Lluch-Cota, A. Parés-Sierra, G.B.Mitchell. 2004. Ocean-color variability in the Gulf of California: Scales from days to ENSO. *Deep-Sea Res. II* 51: 139–146.
- Kang, M., Furusawa, M. & K. Miyashita. 2002. Effective and accurate uses of difference in mean volume backscattering strength to identify fish and plankton. *ICES J. Mar. Sci.* 59:794–804.
- Kapenmann, R.F.1999. Trawl survey based abundance estimation using data sets with unusually large catches. *ICES J. Mar. Sci.* 56:28-35.
- Karoui, I., Fablet, R., & J.M. Boucher. 2008. Fast marching and acoustic descriptors based method for fish proportion interpolation. *OCEANS*.
- Kirkegaard, E. & H. Lassen.1990. Mean volume backscattering strength at 38 kHz and 120 kHz and echogram classification. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer.* 189:73-81.
- Korneliussen, R. J., & E. Ona. 2003. Synthetic echograms generated from the relative frequency response. *ICES J. Mar. Sci.* 60: 636-640.
- Koslow, J. A., 2009. The role of acoustics in ecosystem-based fishery management. *ICES J. Mar. Sci.* 66: 966-973.
- Kristensen, K. 2017. readHAC: Read Acoustic HAC Format. R package version 1.0. URL <https://CRAN.R-project.org/package=readHAC>.
- Lanz, E., Nevárez-Martínez. M.O., López-Martínez, J., & J. A. Dworak. 2008. Spatial distribution and species composition of small pelagic fishes in the Gulf of California *Rev. Biol. Trop.* (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744) 56 (2): 575-590.

- Lanz, E., López-Martínez, J., Nevárez-Martínez, M. & J.A. Dworak. 2009. Small pelagic fish catches in the Gulf of California associated with sea surface temperature and chlorophyll. *CalCOFI Rep.*, Vol. 50, 2009 pp. 134-146.
- Lara-López, A.L., Davison, P. & J.A. Koslow. 2012. Abundance and community composition of micronekton across a front off Southern California. *J. Plank. Res.* 34(9): 828-848.
- Lara-Lara J.R. & J.E. Valdez-Holguín. 1988. Biomasa y productividad primaria del Golfo de California por fracción de tamaños durante la primavera de 1984. *Cienc. Mar.* 14: 1-14.
- Larkin, P. A. 1977. An epitaph for the concept of maximum sustained yield. *Trans. Am. Fish. Soc.* 106(1): 1-11.
- Lavín M.F., G. Gaxiola-Castro., J. M. Robles & K. Richter. 1995. Winter water masses and nutrients in the northern Gulf of California. *Jour. Geoph. Res.* 100: 8587-8605.
- Lavín M.F., Beier E. & Badan A., 1997. Estructura hidrográfica y circulación del Golfo de California: Escalas estacional e interanual, in: Lavín, M.F. (Ed.) *Contribuciones a la Oceanografía Física de México*, Monografía UGM 3, pp. 139–169.
- Lavín M.F., & S.G. Marinone. 2003. An Overview of the Physical Oceanography of the Gulf of California. In: Velasco Fuentes O.U., J., Sheinbaum y J. Ochoa (eds) *Nonlinear Processes in Geophysical Fluid Dynamics*. Springer, Dordrecht. pp 173-204.
- Lavín, M. F., R. Castro, E. Beier, C. Cabrera, V. M. Godínez, & A. Amador-Buenrostro. 2014. Surface circulation in the Gulf of California in summer from

- surface drifters and satellite images (2004–2006). *J. Geophys. Res. Oceans*, 119: 4278–4290.
- Lezama-Ochoa, A., M. Ballón, M. Woillez, D. Grados, X. Irigoien & A. Bertrand. 2011. Spatial patterns and scale dependent relationships between macrozooplankton and fish in the Bay of Biscay: an acoustic study. *Mar. Ecol. Prog. Series*. 439:151-168.
- Lindegren, M., D. Checkley, T. Rouyer, A.D. McCall & N. Ch. Stenseth. 2013. Climate, fishing and fluctuations of anchovy and sardine in the California Current. *Proc. Nat. Acad. Sci. Un. Stat. Am.* 110 (33): 13672 – 13677.
- Lluch-Belda, D., B.F.J. Magallón & R.A. Schwartzlose. 1986. Large fluctuations in the sardine fishery in the Gulf of California: possible causes. *CalCOFI Rep.* 27: 136-140.
- Lluch-Belda, D., R. J. M. Crawford , T. Kawasaki , A. D. MacCall , R. H. Parrish , R. A. Schwartzlose & P. E. Smith. 1989. World-wide fluctuations of sardine and anchovy stocks: the regime problem, *S. Afr. J. Mar. Sci.*, 8(1): 195-205.
- Lluch-Belda, D., M. J. Arvizu, S. Hernández-Vázquez, D. Lluch-Cota, A. C. Z. Salinas, T. Baugartner, G. Hammann, V. A. Cota, C. E. Coteró, F. W. García, O. Pedrín, S. M. Lizárraga, M. A. Martínez, R. Morales, M. O. Nevárez M., J. P. Santos M., R. Ochoa B., S. R. Rodríguez, J. R. Torres V. & F. Páez B. 1995. *Atlas Pesquero de México. Pesquerías Relevantes*. Secretaría de Pesca/Instituto Nacional de la Pesca/Universidad de Colima (Cenedic). México. 310 pp.
- Lluch-Cota, S.E., D.B. Lluch-Cota, M.O. Nevárez- Martínez, A. Parés-Sierra, D. Lluch-Belda & S. Hernández- Vázquez. 1999. Variability of sardine catch as related to enrichment concentration and retention processes in the central Gulf of California. *Calc. Rep.* 40: 184-190.

- Lluch-Belda, D. 2000. Centros de Actividad Biológica en la costa occidental de Baja California. In: D. Lluch-Belda, S. E. Lluch-Cota, J. Elorduy & G. Ponce (eds). *BACs: Centros de Actividad Biológica del Pacífico Mexicano*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del IPN y Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. pp. 49–64.
- Lluch-Belda, D., D.B. Lluch-Cota & S. Lluch-Cota. 2003. Baja California's Biological Transition Zones: Refuges for the California Sardine. *J. Ocean.* 59: 503-513.
- Lluch-Cota, S. E. & J. P. Arias-Aréchiga. 2000. Sobre la importancia de considerar la existencia de centros de actividad biológica para la regionalización del océano: el caso del Golfo de California. In D. Lluch-Belda, S. E. Lluch-Cota, J. Elorduy & G. Ponce (eds). *BACs: Centros de Actividad Biológica del Pacífico Mexicano*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del IPN y Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. pp. 255–263.
- Lluch-Cota, S. E., E. A. Aragon-Noriega, F. Arreguín-Sánchez, D. Auriol-Gamboa, J.J. Bautista-Romero, R.C. Brusca, R. Cervantes-Duarte, R. Cortés-Altamirano, P. Del Monte-Luna, A. Esquivel-Herrera, G. Fernández, M.E. Hendrickx, S. Hernández-Vázquez, H. Herrera-Cervantes, M. Kahru, M. Lavín, D. Lluch-Belda, D.B. Lluch-Cota, J. López-Martínez, S.G. Marinone, M.O. Nevárez-Martínez, S. Ortega-García, E. Palacios-Castro, A. Parés-Sierra, G. Ponce Díaz, M. Ramírez-Rodríguez, C.A. Salinas-Zavala, R.A. Schwatzlose, A.P. Sierra-Beltrán, & G. Fernández. 2007. The Gulf of California: review of ecosystem status and sustainability challenges. *Prog. Ocean.* 73(1), 1-26.
- Lonsdale, P. 1989. Geology and tectonic history of the Gulf of California. In: Winterer, E.L., Hussong, D.L., & Decker, R.W. (eds). *The Geology of north America. Vol N. Eastern pacific Ocean and Hawaii*. The Geological Society of America.

- López Martínez, J., M.O. Nevárez-Martínez, R.E. Molina-Ocampo, R. E. & F.A. Manrique-Colchado. 1999. Overlap in the type and size of the prey that compose the diet of the pacific Sardine *Sardinops caeruleus* (Girard, 1856), Thread Herring *Opisthonema libertate*. *Cienc. Mar.* 25(4): 541-556.
- López, M., J. Candela & M.L. Argote. 2006. Why does the Ballenas Channel have the coldest SST in the Gulf of California?. *Geophys. Res. Letters.* 33: 1-5.
- Love, R.H. 1971. Measurements of fish target strength: A review. *Fish. Bull.* 69(4): 703-715.
- Loukashkin, A. 1970. On the diet and feeding behaviour of the northern anchovy. *Engraulis mordax* (Girard). *Proc. Cal. Acad. Sci.* 37(4). 419-458.
- McLachlan, G .J. & K.E. Basford.1988. Mixture models: Inference and applications to clustering. New York, Marcel Dekker. Vol. 84 of STATISTICS: Textbooks and Monographs.
- McLachlan G.J., & D. Peel. 2000. *Finite mixture models*. New York, John Wiley & Sons. Wiley Series in Probability and Statistics.
- MacLennan, D.N., & E.J. Simmonds. 1992. *Fisheries Acoustics*. Theory and practice. 1st ed. Chapman & Hall. London. 325 pp.
- MacLennan, D.N., & D.V. Holliday. 1996. Fisheries and plankton acoustics: past, present and future. *ICES. J. Mar. Sci.* 53(2):513-516.
- MacLennan, D. N., P. G. Fernandes & J. Dalen. 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES Jour. Mar. Sci.* 59: 365–369.
- McQuinn, H., D. Reid, L. Berger, N. Diner, D. Heatley, I. Higginbottom, L.N. Andersen, O. Langeland & J. P. Lapierre. 2005. Description of the ICES HAC

- Standard Data Exchange Format, Version 1.60. *ICES Coop. Res. Rep.* no. 278. 86 pp.
- Madureira, L.S.P., I. Everson & E.J. Murhpy. 1993. Interpretation of acoustic data at two frequencies to discriminate between Antarctic krill (*Euphausia superba* Dana) and other scatterers. *J. Plankton. Res.* 15 (7): 787-802.
- Makarov, V. & Jiménez-Illescas, A. 2003. Corrientes básicas barotrópicas en el Golfo de California *Cienc. Mar.* vol. 29(2) pp. 141-153.
- Mann, K. H. & J.R.N. Lazier. 1996. *Dynamics of marine ecosystems. Biological-Physical interactions in the oceans.* 2a ed. Blackwell Science. Cambridge. 503 pp.
- Martin, L. V., T. K. Stanton, P. H. Wiebe & J.F. Lynch. 1996. Acoustic classification of zooplankton. *ICES Jour. Mar. Sci.* 53: 217-224.
- Martínez-Porchas, M. 2012. Estudios de la distribución de la sardina del pacífico *Sardinops sagax caeruleus* (Clupeiformes: Clupeidae): Historia, estado actual, y perspectivas. *Univ. y Cienc.* 28(3):285-300.
- Martínez-Zavala, M.A., M.O. Nevárez-Martínez, M.L. Anguiano-Carrasco, J.P. Santos-Molina & Á. R. Godínez-Cota. 2010. Captura de peces pelágicos menores en el Golfo de California, temporada de pesca 2007-2008. *Cienc. Pesq.* 18(2). 5-18.
- Melcer, J.Z., W. Garcia, E. Mondragón & V.A. Cota. 1976. Estimaciones de biomasa y distribución de peces pelágicos con métodos hidroacústicos en la corriente de California, frente a la costa occidental de Baja California. Memorias Primer Simposio Nacional Recursos Pesqueros Masivos. México. pp. 301-344.

- Melcer, J. & V.A. Cota. 1976. Pérdida de blancos acústicos y su dependencia en el rango. *Memorias Primer Simposio Nacional Recursos Pesqueros Masivos México*. pp 23-34.
- Mercado-Santana, J.A., E. Santamaría-del-Ángel, A. González-Silvera, L. Sánchez-Velasco, M.F. Gracia-Escobar, R. Millán-Núñez, C. Torres-Navarrete. 2017. Productivity in the Gulf of California large marine ecosystem. *Env. Dev.* 22: 18–29.
- Miller, D.J. & R. N. Lea. 1972. Guide to the Coastal Marine Fishes of California. California Fish Bulletin Number 157. University of California. Pub. 4065. 163 pp.
- Misund, O.A. 1993. Abundance estimation of fish schools based on a relationship between school area and school biomass. *Aquat. Liv. Res.* 6(3):235-241.
- Misund, O.A. 1997. Underwater acoustics in marine fisheries and fisheries research *Rev. Biol. Fish.* 7, 1–34.
- Mitson, R.B. 1982. *Fisheries Sonar*. Fishing news Books Ltd.Farnham. 287 pp.
- Mitson R.B., Simard Y. & C. Goss. 1996, Use of a two frequency algorithm to determine size and abundance of plankton in three widely spaced locations. *ICES J. Mar. Sci.* 53, 209-215.
- Murase H., M. Ichihara, H. Yasuma, H. Watanabe, S. Yonezaki, H. Nagashima, S. Kawahara & S. Miyashita. 2009. Acoustic characterization of biological backscatterings in the Kuroshio-Oyashio inter-frontal zone and subarctic waters of the western North Pacific in spring. *Fish. Oceanogr.* 18(6):386- 401.
- Nakken, O & K. Olsen. 1977. Target strength measurements of fish. *Rapp. P.-v. Reún. Cons. Int. Explor. Mer*, 170:52-69.

- Navarro-Olache, L.F., M.F. Lavín, L.G. Álvarez-Sánchez, L.G. & A. Zirino. 2004. Internal structures of SST features in the central Gulf of California. *Deep Sea Res. II*. 51:673–687.
- Nevárez-Martínez, M.O., E.A. Chávez, M.A. Cisneros-Mata, & D. Lluch-Belda. 1999. Modelling on the Pacific sardine *Sardinops caeruleus* fishery on the Gulf of California, Mexico. *Fish. Res.* 41: 273-283.
- Nevárez-Martínez, M., D. Lluch-Belda, M.A. Cisneros-Mata, J.P. Santos-Molina, M.A. Martínez-Zavala & S.E. LLuch-Cota. 2001. Distribution and abundance of the Pacific sardine (*Sardinops sagax*) in the Gulf of California and their relation with the environment. *Prog. Ocean.* (1-4): 565–580.
- Nevárez-Martínez, M.O., E. Coto, M.A. Martínez-Zavala & R. Félix-Uraga. 2003. Recruitment of the Pacific sardine (*Sardinops sagax*) in Baja California, México. Program and Abstracts. *Calc. An. Conf.* 2004. p. 20, México.
- Nevárez-Martínez, M.O., M.A. Martínez-Zavala, C.E. Coto-Altamirano, M.L. Jacob-Cervantes, Y. Green-Ruiz, G. Gluyas-Millán, A. Cota-Villavicencio & J.P. Santos-Molina. 2006. *Pelágicos Menores. Sustentabilidad y Pesca Responsable en México. Evaluación y Manejo.* SAGARPA, Instituto Nacional de la Pesca. pp. 264-301.
- Nevárez-Martínez M.O., H. Villalobos, J.P. Santos-Molina, V. González-Maynes & M.A. Martínez-Zavala. 2013. *Evaluación acústica de sardina monterrey en el Golfo de California durante la primavera de los años 2008 a 2012.* Documento Técnico. INAPESCA CRIP-GUAYMAS.
- Nevárez-Martínez, M.O., M.A. Martínez-Zavala, M.E. González-Corona, J.P. Santos-Molina & A. Valdéz-Pelayo. 2013. *Capturas, esfuerzo de pesca y flota en la pesquería de pelágicos menores del Golfo de California.* Informe Técnico. Programa pelágicos menores. CRIP GUAYMAS-INAPESCA. 18 pp.

Nevárez-Martínez, M.O. M.A. Martínez-Zavala, M.L. Jacob-Cervantes, C.E. Coteró-Altamirano, J.P. Santos-Molina & A. Valdéz-Pelayo. 2014. Peces pelágicos menores (*Sardinops sagax*, *Opisthonema spp.*, *Scomber japonicus*, *Engraulis mordax*, *Cetengraulis mysticetus*, *Etrumeus teres*, *Trachurus symmetricus*, *Oligoplites spp.*). 2014. En: Beléndez-Moreno, L.F.J., E. Espino-Barr, G. Galindo-Cortés, M.T. Gaspar-Dillanes, L. Huidobro-Campos & E. Morales-Bojórquez (eds). *Sustentabilidad y pesca responsable en México. Evaluación y manejo*. SAGARPA-INAPESCA. México. ISBN: 978-607-8274-11-6. pp 85-141.

Nevárez-Martínez M.O., M.A. Martínez-Zavala, M.E. González-Corona, A.E. López-Lagunas, E. Álvarez-Trasviña, J.P. Santos-Molina, E. Márquez-García, V.E. González Máynez, A. Valdez-Pelayo, D.I. Arizmendi-Rodríguez & H. Villalobos Ortiz. 2015. La Pesquería De Peces Pelágicos Menores, Su Variabilidad Y Su Relación Con La Variabilidad Ambiental y La Pesca, Informe de Investigación del Instituto Nacional de Pesca CRIP Guaymas, SAGARPA. México. pp. 69.

Nunnalle, E.P. 1990. An alternative to thresholding during echo-integration data collection. Rapp. P.-v. Reún. *Cons. Int. Explor. Mer.* 189: 92-94.

Paden, A.C., Abott, M.R. & C.D. Winant. 1991. Tidal and atmospheric forcing of the upper ocean in the Gulf of California: 1. Sea surface temperature variability. *Jour. Geophys. Res.* 96(10):18337-18359.

Pagano, M. & K. Gavreau. 2001. *Fundamentos de Bioestadística*. 2ª ed. Thompson & Learning. México. pp 131-135.

Palacios-Hernández, E. & L.B. Carrillo. 2016. Comportamiento estacional de la capa de mezcla marina en la región norte del Golfo de California. *e-Gnosis* [online] Vol. 14(1).

- Palomares-García, R., J. Gómez-Gutiérrez & C.J. Robinson. 2013. Winter and summer vertical distribution of epipelagic copepods in the Gulf of California. *J. Plankton Res.* 35(5): 1009 – 1026.
- Palomera I., M.P. Olivar, J. Salat, A. Sabatés, M. Coll, A. García & B. Morales-Nin. 2007. Small pelagic fish in the NW Mediterranean Sea: An ecological review. *Prog. Oceanog.*74: 377–396.
- Parker-Stetter SL, L. Rudstam, P. Sullivan & D. Warner. 2009 Standard operating procedures for fisheries acoustic surveys in the Great Lakes, Great Lakes Fisheries Commission Special Publication, Ann Arbor, MI.
- Pegau, S.W., E. Boss, & A. Martínez. 2002. Ocean color observations of eddies during the summer in the Gulf of California. *Geophys. Res. Lett.* 29(9): 6-1–6-3.
- Pennington, M. 1983. Efficient estimators for fish and plankton surveys. *Biometrics* 39: 281–286.
- Pennington, M. 1996. Estimating the mean and variance of highly skewed marine data. *Fish. Bull.* 94: 498-505.
- Petitgas, P., J. Massé, P. Beillois, E. Lebarbier & A. Le Cann. 2003. Sampling variance of species identification in fisheries acoustic surveys based on automated procedures associating acoustic images and trawl hauls. *ICES J. Mar. Sci.* 60 (3): 437-445.
- Pikitch E. K., C. Santora, E. A. Babcock, A. Bakun, R. Bonfil, D.O. Conover, P. Dayton, P. Doukakis, D. Fluharty, B. Heneman, E.D. Houde, J. Link, P.A. Livingston, M. Mangel, M.K. McAllister, J. Pope & K.J. Sainsbury. 2004. Ecosystem-Based Fishery Management. *Science.* 305(5682): 346-347.

- R Core Team. 2017. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Reid, D. G. 2000. Report on echo trace classification. *ICES Coop. Res. Rep.* 238, ICES, Copenhagen, Denmark.
- Robinson, C.J., F.V. Arenas & J. Gómez-Gutiérrez. 1995. Diel vertical and offshore-inshore movements of anchovies off the central Baja California coast. *J. Fish Biol.* 47(5): 877-982.
- Robinson, C. J. & J. Gómez-Gutiérrez. 1998. Daily vertical migration of dense deep scattering layers related to the shelf-break area along the northwest coast of Baja California, Mexico. *Jour. Plankton. Res.* 20(9), 1679-1697.
- Robinson, C.J. 2004. Responses of the northern anchovy to the dynamics of the pelagic environment: identification of fish behaviours that may leave the population under risk of overexploitation. *J. Fish Biol.* 64: 1072–1087.
- Robinson, C.J., Gómez-Aguirre, S. & J. Gómez-Gutiérrez. 2007. Pacific sardine behaviour related to tidal current dynamics in Bahía Magdalena, México. *J. Fish Biol.* 71: 200-218.
- Robles, J.M. & S.G. Marinone. 1987. Seasonal and interannual thermohaline variability in the Guaymas Basin of the Gulf of California. *Cont. Shelf Res.* 7(7): 715-733.
- Rodríguez-Ibáñez, C., S. Álvarez-Borrego, S.G. Marinone S.G. & J.R. Lara-Lara. 2013. El Golfo de California es una fuente de bióxido de carbono hacia la atmósfera. *Cienc. Mar.* 39(2): 137-150.

- Rodríguez-Sánchez, R., D. Lluch-Belda, H. Villalobos & S. Ortega-García. 2002. Dynamic geography of small pelagic fish populations in the California Current System on the regime time scale. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 1980-1988.
- SAGARPA. 2003. Anuario Estadístico de Pesca 2001. CONAPESCA, SAGARPA.
- SAGARPA. 2009. Anuario Estadístico de Pesca 2008. CONAPESCA, SAGARPA. 225 p. (http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/anuario_2008).
- SAGARPA. 2010. Anuario Estadístico de Pesca 2010. CONAPESCA, SAGARPA. 310 p.
- SAGARPA. 2011. Anuario Estadístico de Pesca 2011. CONAPESCA, SAGARPA. 311 p.
- SAGARPA. 2012. Anuario Estadístico de Pesca 2012. CONAPESCA, SAGARPA. 385 p.
- SAGARPA. 2013. Anuario Estadístico de Pesca 2013. CONAPESCA, SAGARPA. 299 p.
- Sameoto, D.D. 1980. Quantitative measurement of Euphausiids using a 120 kHz Sounder and their *in situ* orientation. *J. Fish. Res. Board Can.* 37: 693-702.
- Sameoto, D.D. 1982. Zooplankton and micronekton abundance in acoustic scattering layers on the Nova Scotian slope. *Can. Jour. Fish. Aquat. Sci.* 39(5):760-781.
- Sánchez-Velasco, L., J.E., Valdez-Holguín, B. Shirasago, M.A. Cisneros-Mata, & A. Zárate. 2002. Changes in the spawning environment of *Sardinops caeruleus* in the Gulf of California during El Niño 1997–1998. *Est. Coast Shelf Sci.* 54, 207–217.

- Sánchez-Velasco, L., M.F. Lavín, M. Peguero-Icaza, C.A. León-Chávez, F. Contreras-Catalá, S.G. Marinone, I.V. Gutiérrez-Palacios & V.M. Godínez. 2009. Seasonal changes in larval fish assemblages in a semi-enclosed sea (Gulf of California). *Cont. Shelf Res.* (29): 1697–1710.
- Sánchez-Velasco, L., M.F. Lavín, S.P.A. Jiménez-Rosenberg & V.M. Godínez. 2014. Preferred larval fish habitat in a frontal zone of the northern Gulf of California during the early cyclonic phase of the seasonal circulation (June 2008). *J. Mar. Sys.* 129: 368–380.
- Santamaría-del-Angel, E., S. Alvarez-Borrego & F.E. Müller-Karger. 1994a. Gulf of California biogeographic regions based on Coastal Zone Color Scanner Imagery. *J. Geoph. Res.* 99 (C4):7411–7421.
- Sato M., J.K. Horne, L., Parker-Stetter & J.E. Keister. 2015. Acoustic classification of coexisting taxa in a coastal ecosystem. *Fish. Res.* 172: 130–136.
- Scalabrin, C., Noël, A.W., Hillion, A & M.C. Mouchot. 1996. Narrowband acoustic identification of monospecific fish shoals. *ICES Jour. Mar. Sci.* 53: 181–188.
- Sokolov, V.A.1974. Investigaciones biológico-pesqueras de los peces pelágicos del Golfo de California. *Calif. Coop. Oceanic. Fish. Invest. Rep.* 17: 92-96.
- Soria, M., Fréon, P. & F. Gerlotto. 1996. Analysis of vessel influence on spatial behavior of fish schools using a multi-beam sonar and consequences for biomass estimates by echosounder. *ICES J. Mar. Sci.* 53, 453–8.
- Soto-Mardones, L., S.G. Marinone & A. Parés-Sierra. 1999. Variabilidad espacio-temporal de la temperatura superficial en el Golfo de California. *Cienc. Mar.* 25(1):1-30.

- Stanton T.K., P.H. Wiebe, D. Chu, M. Benfield, L. Scanlon, L. Martin & R.L. Eastwood. 1994. On acoustic estimates of zooplankton biomass. *ICES J. Mar. Sci.* 51, 505-12.
- Stanton T.K., D. Chu & P.H. Wiebe. 1996. Acoustic scattering characteristics of several zooplankton groups. *ICES J. Mar. Sci.* 53, 289-302.
- Simmonds, E.J. & D.N. McLennan. 2005. *Fisheries Acoustics*. Theory and practice. 2nd edition. Blackwell, Oxford.
- Totland, A., Johansen, G.O., Godo, O.R., Ona, E., & T. Torkelsen. 2009. Quantifying and reducing the surface blind zone and the seabed dead zone using new technology. *ICES Jour. Mar. Sci.* 66: 1370-1376.
- Trenkel, V.M., L. Berger, S. Bourguignon, M Doray, R. Fablet, J. Massé, V. Mazauric, C. Poncelet, G. Quemenr, C. Scaliabrin & H. Villalobos. 2009. Overview of recent progress in fisheries acoustics made by Ifremer, with examples from the bay of Biscay. *Aquat. Liv. Res.* 22, 433-445.
- Trenkel, V.M., P.H. Ressler, M. Jech, M. Giannoulaki & C. Taylor. 2011. Underwater acoustics for ecosystem-based management: state of the science and proposals for ecosystem indicators, *Mar. Ecol. Prog. Series.* 442: 285–301.
- Trevorrow M.V., D.L. Mackas & M.C. Benfield. 2005. Comparison of multifrequency acoustic and *in situ* measurements of zooplankton abundances in Knight Inlet, British Columbia. *J. Ac. Soc. Am.* 117: 3574.
- Valdez-Holguín J.E. & R. Lara-Lara. 1987. Primary productivity of the Gulf of California of El Niño 1982- 1983 event. *Cienc Mar.* 13: 34-50.

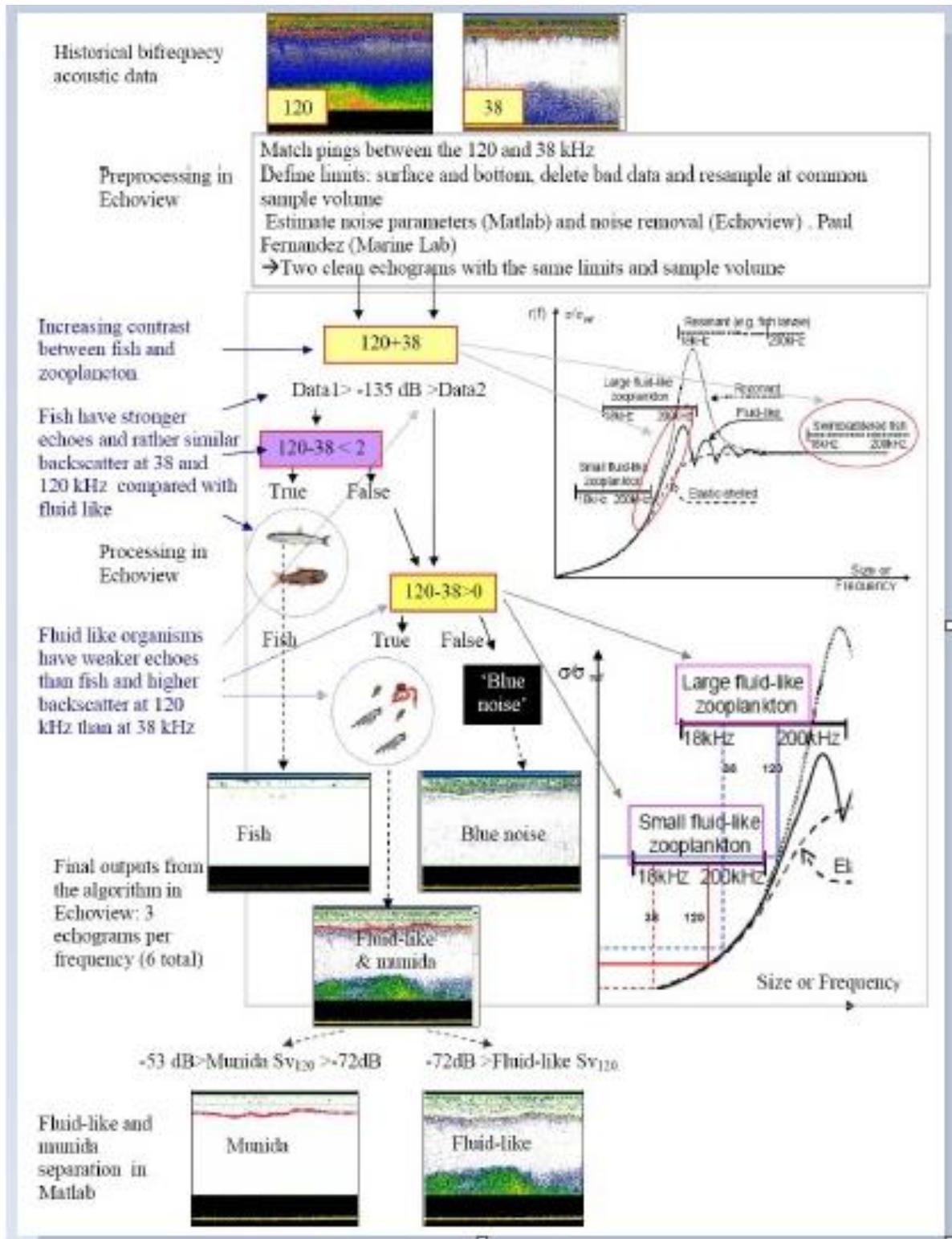
- Valdez Holguín, E., R. Cervantes Duarte, & G. Gaxiola Castro. 1995. Productividad primaria en el Golfo de California, calculada a partir de la relación entre irradiancia superficial y clorofila de la zona eufórica. *C. Mar.* 21(3): 311-329.
- Villalobos H. 2017. echogram: Echogram Visualisation and Analysis. R package version 0.1.0. <https://CRAN.R-project.org/package=echogram>.
- Warren J. D., T.K. Stanton, M.C. Benfield, P.H. Wiebe, D. Chu & M. Sutor. 2001. *In situ* measurements of acoustic target strengths of gas-bearing siphonophores. *ICES J. Mar. Sci.* 58, 740–749.
- Whitehead, P.J.P. 1985. FAO Species Catalogue. Vol. 7. Clupeoid fishes of the world (suborder Clupeoidei). An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, shads, anchovies and wolf-herrings. *FAO Fish. Synop. Rome* 125(7/1):1-303.
- Whitehead, P.J.P., G.J. Nelson & T. Wongratana. 1988. FAO species catalogue. v. 7: Clupeoid fishes of the world. An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, shads, anchovies and wolf-herrings. pt.2: Engraulidae *FAO Fish. Synop. Rome: FAO*.

8. ANEXOS

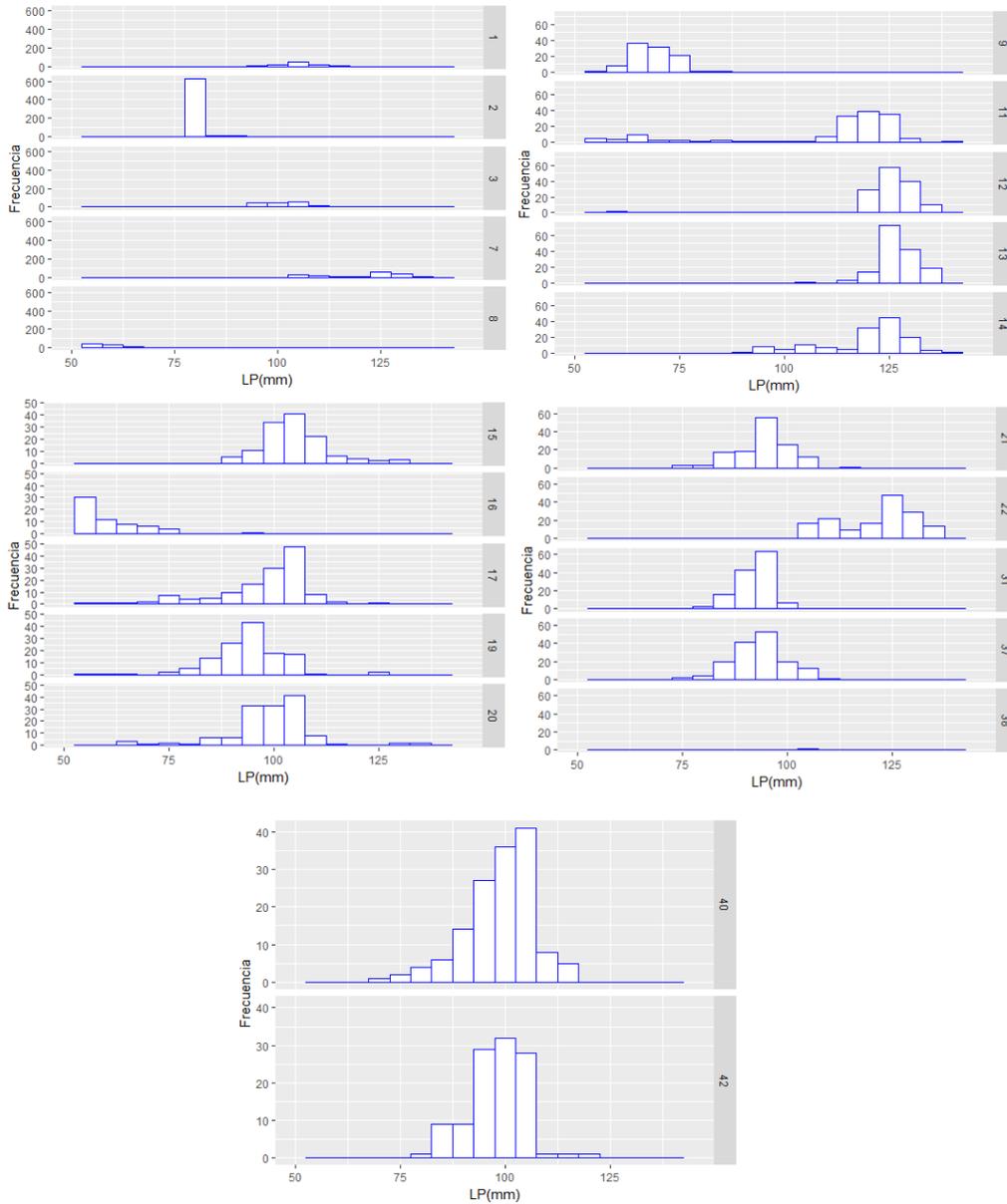
Anexo I. Ejemplo de parámetros de configuración para la ecosonda ER60 para la campaña 2010.

Transducer	ES38-12
Frecuency	38000 Hz
Beamtype	Split. Depth 0.00
Gain	21.55 dB
Sa corr.	-0.68 dB
2 way beam angle	-15.60 dB
Angle sensivity	Along: 12.69 °, Athwarth: 12.67°
Angle Offset	Along: 0.09 °, Athwarth: 0.09°
3 dB Beam width	Along: 12.69 °, Athwarth: 12.67°
Transceiver Active 1	
Pulse duration	512 ms
Sample interval	0.098m
Power	1000W
Receiver bandwidth	3.28 kHz
Environment	
Sound speed	1531.4 m/s
Absorption	7.3 dB/km
Noise est.	-113 dB re 1W
Eq. Amb. noise	75 dB re 1µPa/√kHz

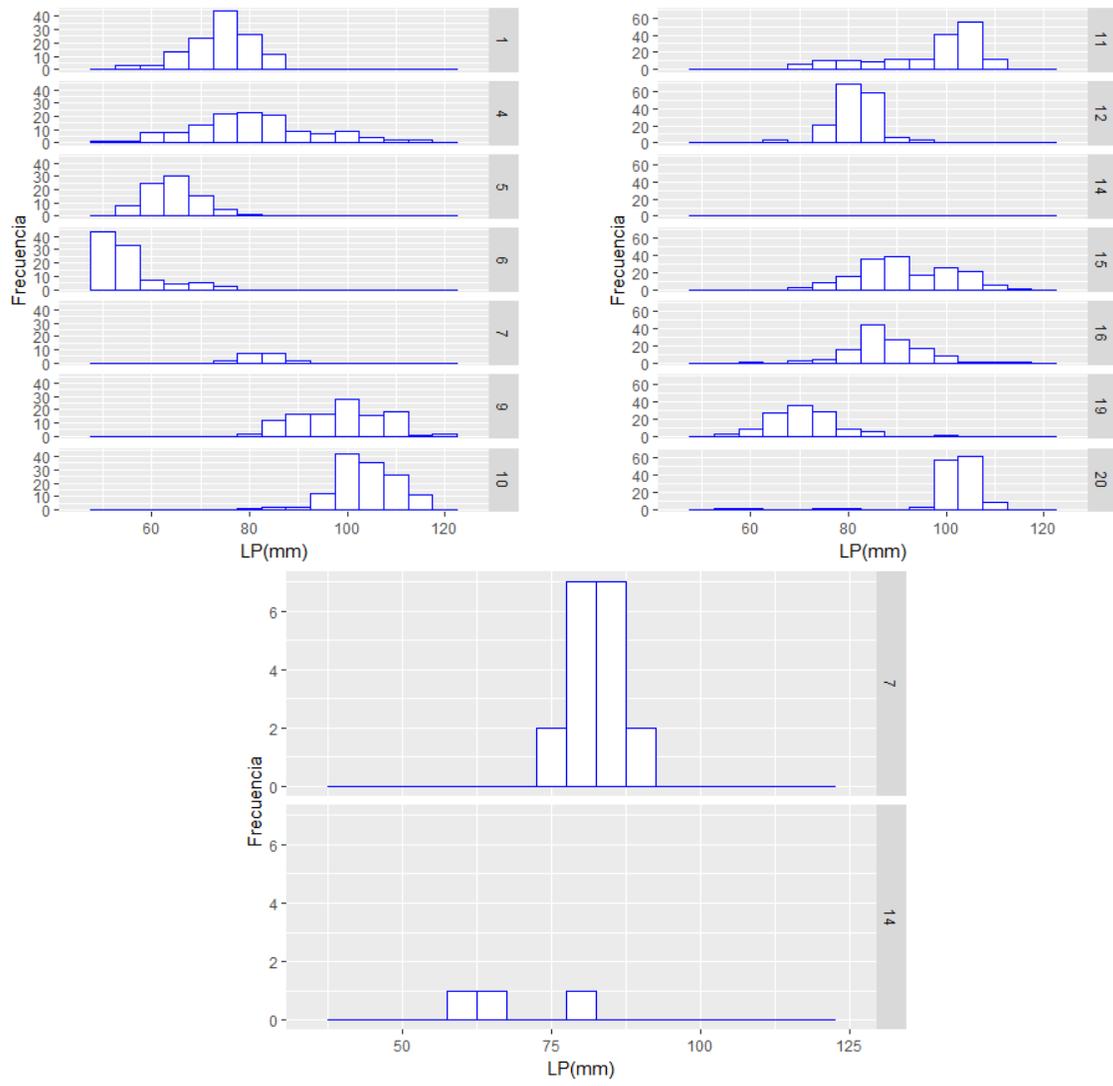
Anexo II.- Diagrama de flujo para el filtrado de ecogramas obtenidos con sistemas bi-frecuencia (38 y 120 kHz) desarrollado por Ballón (2010).



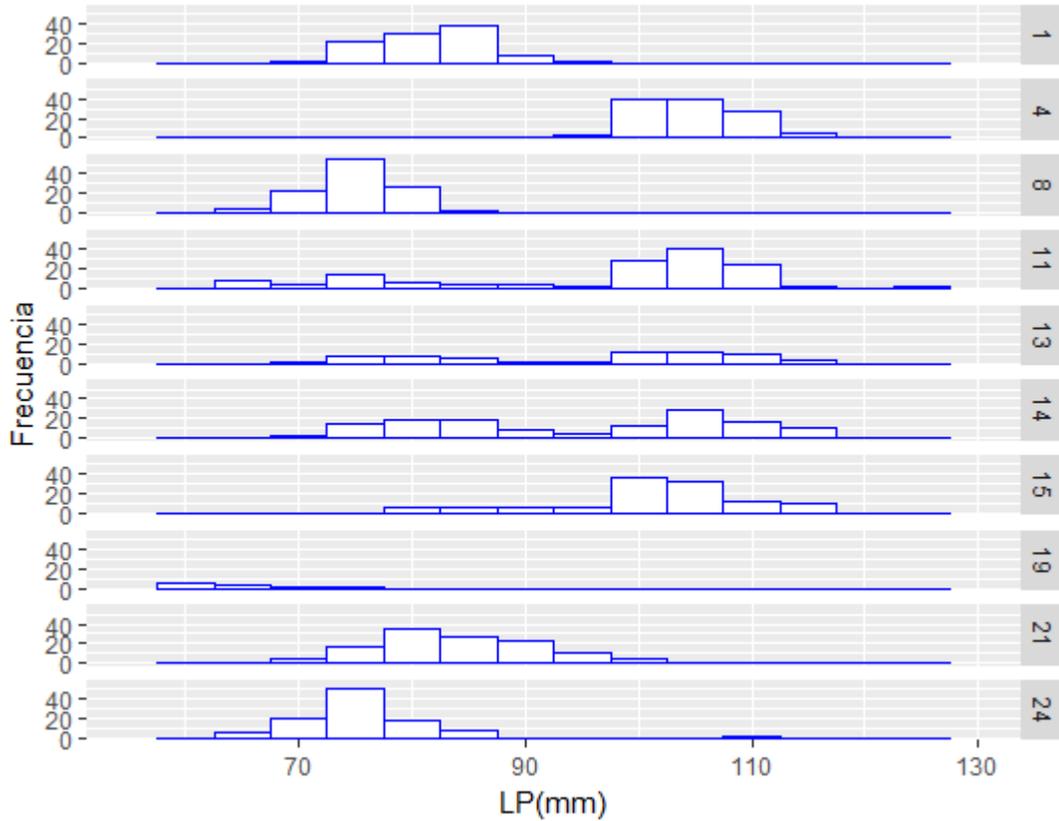
Anexo III. Distribución por tallas de *Sardinops sagax* y *Engraulis mordax* en el periodo 2011-2013



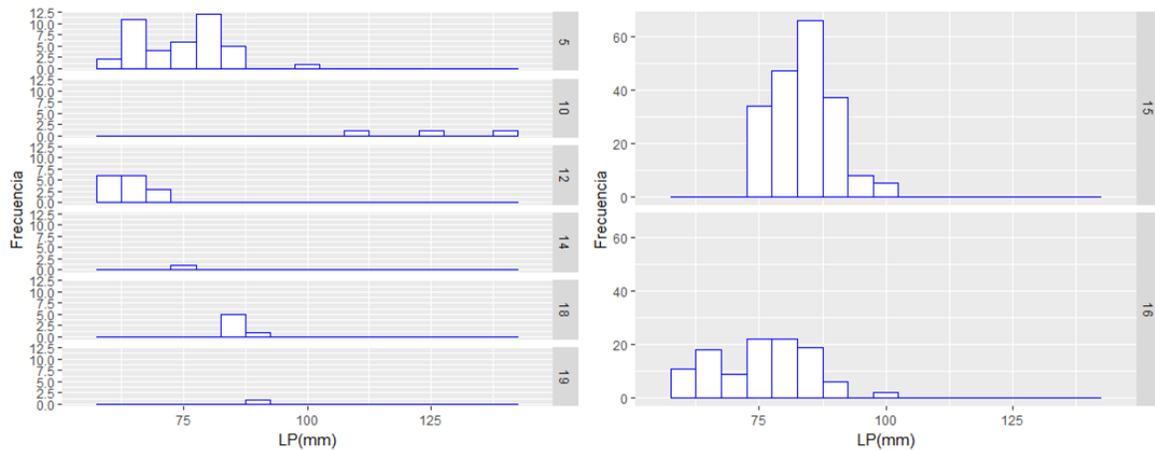
Estructura de tallas en intervalos de 5 mm de longitud patrón (LP) de *E. mordax* capturada por lance de pesca de control en el Golfo de California durante mayo de 2011.



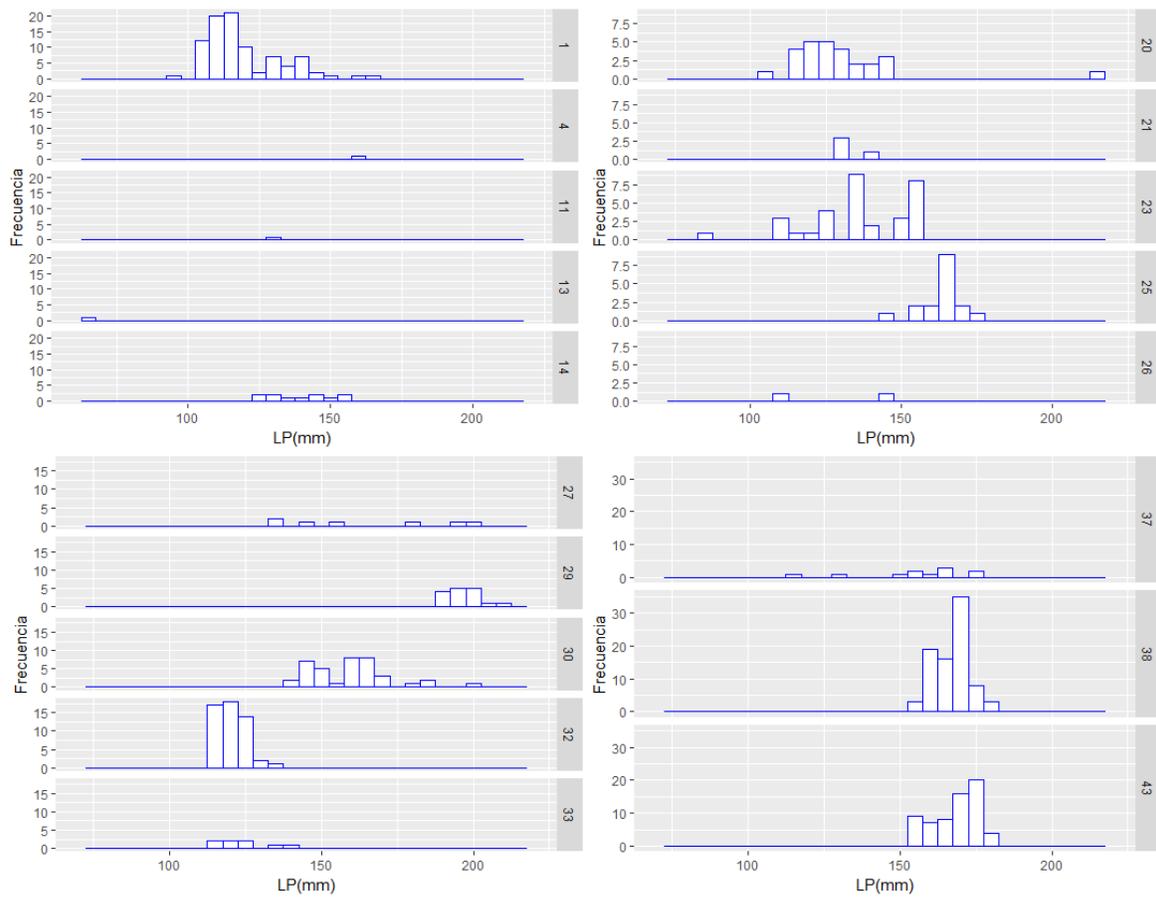
Estructura de tallas en intervalos de 5 mm de longitud patrón (LP) de *E. mordax* capturada por lance de pesca de control en el Golfo de California durante mayo de 2012.



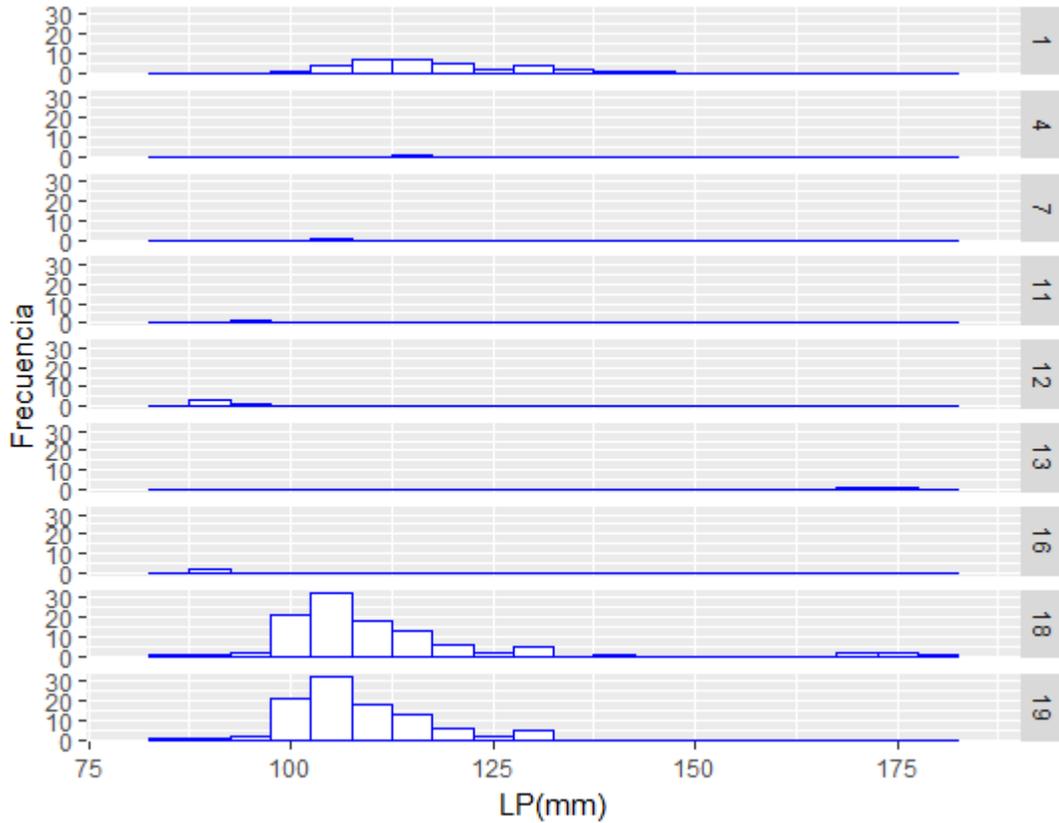
Estructura de tallas en intervalos de 5 mm de longitud patrón (LP) de *E. mordax* capturada por lance de pesca de control en el Golfo de California durante mayo de 2013.



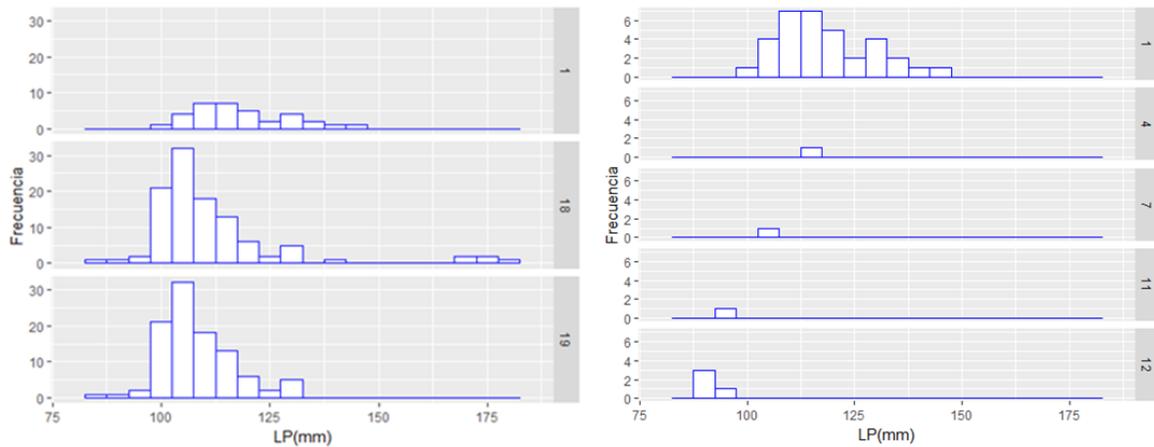
Estructura de tallas en intervalos de 5 mm de longitud patrón (LP) de *S. sagax* capturada por lance de pesca de control en el Golfo de California durante mayo de 2010.



Estructura de tallas en intervalos de 5 mm de longitud patrón (LP) de *S. sagax* capturada por lance de pesca de control en el Golfo de California durante mayo de 2011.



Estructura de tallas en intervalos de 5 mm de longitud patrón (LP) de *S. sagax* capturada por lance de pesca de control en el Golfo de California durante mayo de 2012.



Estructura de tallas en intervalos de 5 mm de longitud patrón (LP) de *S. sagax* capturada por lance de pesca de control en el Golfo de California durante mayo de 2013.

ANEXO IV. ARTÍCULO

A probabilistic procedure for estimating an optimal echo-integration threshold using the Expectation-Maximisation algorithm[★]

Antonio López-Serrano^{1,2}, Héctor Villalobos^{2,*} and Manuel O. Nevárez-Martínez³

¹ Universidad del Mar. Ciudad Universitaria. Puerto Ángel, Oaxaca 70902, México

² Instituto Politécnico Nacional – CICIMAR. Av. I.P.N. s/n. Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, B.C.S. 23090, México

³ Instituto Nacional de Pesca – CRIP Unidad Guaymas, Calle Sur No. 20 Col. Cantera, Guaymas, Sonora 85400, México

Received 23 October 2017 / Accepted 11 December 2017

Handling Editor: Verena Trenkel

Abstract – To obtain reliable fish biomass estimates by acoustic methods, it is essential to filter out the signals from unwanted scatterers (e.g. zooplankton). When acoustic data are collected at more than one frequency, methods that exploit the differences in reflectivity of scatterers can be used to achieve the separation of targets. These methods cannot be applied with historical data nor recent data collected on board fishing vessels employed as scientific platforms, where only one transducer is available. Instead, a volume backscattering strength (S_v) threshold is set to separate fish from plankton, both for echogram visualisation or, more importantly, during echo-integration. While empirical methods exist for selecting a threshold, it often depends on the subjective decision of the user. A -47 dB threshold was empirically established in 2008 at the beginning of a series of surveys conducted by Mexico's National Fisheries Institute to assess the biomass of Pacific sardine in the Gulf of California. Until 2012, when a 120 kHz transducer was installed, only data collected at 38 kHz are available. Here, we propose a probabilistic procedure to estimate an optimal S_v threshold using the Expectation-Maximisation algorithm for fitting a mixture of Gaussian distributions to S_v data sampled from schools associated with small pelagic fish and their surrounding echoes. The optimal threshold is given by the Bayes decision function for classifying an S_v value in one of the two groups. The procedure was implemented in the R language environment. The optimal threshold found for 38 kHz data was -59.4 dB, more than 12 dB lower than the currently used value. This difference prompts the need to revise the acoustic biomass estimates of small pelagics in the Gulf of California.

Keywords: S_v threshold / echo-integration / EM algorithm / small pelagic fish / Gulf of California

1 Introduction

When studying aquatic organisms by acoustic methods, an essential step consists in filtering out unwanted signals received by the echosounder (Simmonds and MacLennan, 2005). Besides background noise that can be estimated and compensated (De Robertis and Higginbottom, 2007), unwanted echoes come from groups of organisms other than the target species. For example when dense plankton aggregations are encountered during acoustic surveys whose interest is on pelagic fish. Usually, an S_v

threshold (volume backscattering strength, dB re 1 m^{-1}) is set to a value high enough to separate fish from plankton (Madureira et al., 1993; Fernandes et al., 2006). This threshold can be adjusted for visualisation purposes during data acquisition and, more importantly, applied during post processing in the echo-integration step. In the first case, the chief scientist's preferred visualisation S_v value affects only the echogram's appearance, but provides an idea of what is being observed during the survey and to make decisions about where a fishing haul should be carried out. This visualisation threshold is considerably higher than the one used for data acquisition, which is generally around -100 or -80 dB. In the second case, the chosen echo-integration threshold influences directly the shape of detected schools (Diner, 2001) and the nautical area scattering coefficient (s_A , $\text{m}^2 \text{ nmi}^{-2}$) that ultimately will be transformed into fish biomass (MacLennan et al., 2002).

[★] The R-code and data (sampled S_v values and echograms) used in this work are available from Villalobos et al. (2018), and can be obtained through SEANOE.

*Corresponding author: hvillalo@ipn.mx

It is accepted that no S_v threshold would be able to discern in an unmistakable manner the target species from nontarget species, and therefore the goal should be to optimally find the balance between keeping most of the echoes of target species and less of the unwanted species (Parker-Stetter *et al.*, 2009).

In many cases, the selection of a suitable echo-integration threshold relies more on the subjective experience of the user, than on a generally established objective procedure (Eckmann, 1998). In the majority of the reviewed literature, while S_v thresholds are reported, no selection process or method is mentioned. Some authors acknowledge that the threshold was empirically selected, or based on field observations, without providing further explanations.

An empirical procedure, first described by Eckmann (1998), consists in obtaining, for a target fish species and unwanted backscatters (e.g. a zooplankton layer) in an echogram, the s_A values resulting from a set of S_v values. The total (fish + zooplankton) and fish only s_A values are then plotted against the S_v values, and the threshold is chosen at a point where the s_A values of the target group begin to drop. A variation of this method, published by Jech and Michaels (2006), used the s_A averaged over several distance intervals (0.5 nmi) and normalized to the maximum mean s_A . These authors compared the s_A for the entire water column with that from visually chosen herring regions.

Another method involves knowing the minimum expected target strength (TS) for the target species. From this, the S_v of smaller targets is excluded, leading to a depth dependent S_v threshold. The minimum TS can be derived from in situ measurements (e.g. Gastauer *et al.*, 2016), ex situ distributions or theoretical models. This procedure has been implemented in commercial software (see Parker-Stetter *et al.*, 2009, for details).

Different approaches, perhaps more precise, are possible when data is collected at more than one acoustic frequency, which nowadays is becoming current practice on board Research Vessels. New methods exploiting the differences in reflectivity patterns of biological target groups, according to the frequency in which they are insonified have been developed (see for instance Fernandes *et al.*, 2006, and references therein). Combinations of distinct acoustic frequencies enhance the differences between types of scatterers and then, though not explicitly stated, a cut off value separating the groups can be selected from the histograms of the combined S_v data from distinct frequencies.

Despite the promising results from bi- or multi-frequency methods, many existing datasets have been collected in the past using only one frequency, and therefore those methods cannot be applied. The same situation holds for data recently collected by fishing vessels that have been implemented as scientific platforms (Fässler *et al.*, 2016; Melvin *et al.*, 2016). Mexico's National Fisheries Institute (INAPESCA) has conducted a series of acoustic surveys to assess the biomass of Pacific sardine in the Gulf of California, and from 2008 to 2011, before another frequency was incorporated (120 kHz), only data collected at 38 kHz are available. Furthermore, the S_v echo-integration threshold currently in use was empirically established at the beginning of the series and has not been re-evaluated since.

In this work, we revisit the pertinence of this threshold value by exploring the applicability of techniques borrowed

from digital image processing, in particular a probabilistic method that makes use of the Expectation-Maximisation algorithm (EM) (Dempster *et al.*, 1977), which is an unsupervised clustering algorithm. We show that an optimal S_v threshold can be found using random samples taken from fish schools and the surrounding echoes. The proposed procedure is easy and fast, and importantly, fully implemented in free and open source software.

2 Methods

2.1 Acoustic sampling and fishing hauls

All acoustic data were obtained from digital echograms recorded from May 1 to 23 2013 in the Gulf of California, Mexico, during an acoustic survey targeting small pelagic fishes on board the R/V “BIP XI” owned by INAPESCA. A Simrad EK60 scientific echosounder with two hull mounted split beam transducers (38 and 120 kHz) was used. In this work we focused only on the 38 kHz (12° circular beamwidth), given that this frequency has been used since the beginning of INAPESCA's survey series, and is the most commonly employed frequency for acoustic biomass estimation of small pelagics. The echosounder was calibrated with a 38.1 mm tungsten carbide sphere according to standard procedures (Simmonds and MacLennan, 2005). During the survey, pulse duration was set at 512 ms, while transmit power was 1000 W. The ping rate was variable, according to bottom depth (<50 m = 0.25 s; 50–100 m = 0.5 s; 100–150 m = 0.75 s; 150–200 m = 1 s; >200 m = 2 s). Either parallel or zigzag transects of variable length, depending on the continental shelf width, were sailed at eight knots (kn) from dusk to dawn (18:00 to 06:00 local time). This strategy was adopted in accordance with the behaviour of the small pelagics fishery in the Gulf of California, where the purse seine fleet operates at night (Quiñonez-Velázquez *et al.*, 2000) during the “oscuro”, a new moon centred time period lasting 22 to 26 days (Nevárez-Martínez *et al.*, 2014). Every night, an average of three fishing hauls aimed to capture putative small pelagic fish schools and other detected echo traces were carried out using a mid-water trawl with an approximately 16 m horizontal and 12 m vertical opening, a mesh size of 38 mm at the mouth and 19 mm at the codend. On average, hauls had a 30 min duration at a speed of three kn navigated in the opposite direction to the prospection, targeting the aggregations just previously detected. The species composition and the size distribution of the more abundant species in the catch were obtained for a subsample of each haul. For this study, only fishing hauls with a total catch >15 kg and a predominance of small pelagic fish species (more than 70% as compared to other species) were considered. While this choice is arbitrary, it allowed to keep more hauls in the analysis.

2.2 Acoustic data processing

The raw acoustic data were recorded and converted to HAC (hydroacoustics file format, ICES, 2005) with the Simrad ER60 acquisition software. Before further processing, detected bottom depth in the echograms was inspected for errors and manually corrected when necessary using Movies+ software (Berger *et al.*, 2005). From the corrected echograms for the whole survey,

echogram segments ranging from 1 to 2 nautical miles (nmi) immediately before the beginning of each one of the previously selected fishing hauls were chosen. HAC files with selected echograms were imported into the R programming language environment (R Core Team, 2017) by means of the readHAC package (Kristensen, 2017). The rest of the procedures described below were coded entirely in the R environment, and for this purpose, a series of functions were developed and integrated into the R package **echogram**, available¹ from the Comprehensive R Archive Network. After importing the acoustic data, echogram's functions were used as needed for merging data from different HAC files into a unique R data structure and trimming to particular areas of interest. Also, echogram visualisations were produced discarding in all cases the first 5 m from the transducer to avoid surface noise. In these echograms, the underlying data matrix is mapped, so every pixel represents precisely one S_v data bin having as (x, y) coordinates the ping number (and corresponding ping time) and the sample depth.

2.3 S_v data sampling

In the haul-associated echograms, visually identifiable fish schools (*sensu* Reid, 2000), presumably from small pelagic species due to their persistence when observed with a high visualization threshold (e.g. $S_v = -50$ dB) and their association to positive catches of such species, were considered for the following sampling procedure.

In each echogram, approximately 180 S_v values from randomly selected pixels were sampled, 90 from the acoustic schools and 90 from outside the schools. In the second case, care was taken to avoid sampling isolated fish echoes which may be possibly located at the periphery of the schools. These samples were labelled accordingly as “schools” or “other”. The R function developed for echogram sampling allows to “point and click” in a given echogram image and returns the ping number, ping time, sample depth and S_v value of the corresponding bin in the underlying data matrix. It also allows to sample the same bin in corresponding echograms from different frequencies. The maximum depth of the samples was <100 m to minimize the influence of background noise.

Aiming to find the S_v threshold allowing to separate small pelagic schools from the generally weaker surrounding echoes, the applicability of optimal global thresholding, a segmentation technique from digital image processing, was tested.

2.4 Image segmentation

Image segmentation consists in subdividing an image into regions or objects based on pixel intensity, the S_v in this case. When the S_v values of the objects of interest (e.g. schools) in an echogram are sufficiently different from the surrounding echoes, a global threshold can be applicable to an entire echogram.

Inspection of the histogram of S_v values in an echogram may show groups with different means, and the threshold would be the S_v value that separates best the two groups. Gonzalez and Woods (2008) gave a basic global thresholding algorithm easy to implement that performs well when a clear distinction exists between modes in a histogram.

2.5 Optimum global thresholding

Thresholding can also be regarded as a statistical-decision problem aiming to minimize the mean error when assigning pixels to different groups. The Bayes decision rule is the known closed-form solution to this problem, and requires two parameters, namely the probability density function (PDF) of the pixel intensities of each group and the occurrence probability of each group (Gonzalez and Woods, 2008). The implementation of this solution has been considered a difficult task, giving the difficulty in estimating the PDFs, among other reasons (Gonzalez and Woods, 2008). A common simplification of the problem is to assume Gaussian distributions for the data, which in our case seems a reasonable assumption. The Bayes decision function (d) for classifying an S_v value (x) in one of two groups ($\omega_j, j = 1, 2$) with Gaussian PDFs, has the form:

$$d_j(x) = p(x|\omega_j)P(\omega_j) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_j} e^{-\frac{(x-\mu_j)^2}{2\sigma_j^2}} P(\omega_j) \quad j = 1, 2$$

where the normal density corresponds to the probability that x comes from group ω_j , and $P(\omega_j)$ is the prior probability, equal to 0.5 if both groups are equally likely to occur. The optimal threshold will be the S_v value, denoted here as x_0 , such that $d_1(x_0) = d_2(x_0)$ and $p(x_0|\omega_1) = p(x_0|\omega_2)$, which is the intersection between the PDF curves (Gonzalez and Woods, 2008).

The problem of estimating the parameters of the PDFs can be approached using the EM algorithm (Dempster et al., 1977), widely used when modelling heterogeneous data through mixture distributions. This technique constitutes a class of model-based unsupervised clustering which enables the description and distinction of subgroups, even in the absence of an indexing variable giving the identity of the observations (Benaglia et al., 2009b).

The EM algorithm aims to iteratively compute in an alternating two step procedure, maximum-likelihood estimates of the unknown parameters, which in our case, correspond to the mean and variance of the PDFs and the mixing proportions of the distributions. In the expectation step, current estimates of the parameters are used to obtain a function of the expectation of the log-likelihood, while in the maximisation step the parameters that maximise the expected log-likelihood previously found, are computed. Besides the original paper of Dempster et al. (1977), the algorithm is described in detail in the literature dealing with models for mixtures of distributions (McLachlan and Basford, 1988; McLachlan and Peel, 2000).

In this work, we used the implementation of the EM algorithm for mixtures of normal distributions in the mixtools R package (Benaglia et al., 2009b), which requires only the vector of S_v data, from which the PDFs parameters (means and standard deviations), mixing proportions and posterior probabilities are estimated.

The EM algorithm was applied to three sets of raw S_v values from an echogram with conspicuous schools at the surface: (1) all data excluding sea bottom echoes; (2) data from the surface to 100 m depth; (3) an area (400 pings \times 40 m depth) enclosing the surface schools. The algorithm was also applied to similar data sets after averaging the S_v data using a 5×5 kernel by means of functions in the **mmand** R package (Clayden, 2017). Additionally, the sampled raw

¹ <https://CRAN.R-project.org/package=echogram>

Table 1. Catch composition (%), date and geographic location of the selected fishing hauls for which associated echograms were analysed. The category “Other spp.” includes fish species from families Triglidae, Carangidae, Ariidae, Scombridae and Myctophidae, among others, occasionally present in the hauls.

Haul no.	Date (local time)	Longitude	Latitude	Total catch (kg)	<i>Engraulis mordax</i>	<i>Etrumeus teres</i>	<i>Opisthonema spp.</i>	<i>Sardinops sagax</i>	<i>Scomber japonicus</i>	Other spp.
4	04/05/2013 01:31	-112.52	28.82	350	100	–	–	–	–	–
8	07/05/2013 20:46	-113.42	29.51	34.8	71.9	2.0	–	0.1	–	25.9
11	08/05/2013 19:38	-113.11	29.00	36.2	5.5	6.1	–	55.8	32.6	–
12	09/05/2013 20:45	-113.53	28.95	18.8	–	22.3	8.5	56.4	1.6	11.2
14	10/05/2013 03:33	-113.00	28.79	25.1	99.6	–	–	–	–	0.4
15	10/05/2013 23:26	-112.93	28.47	120	100	–	–	–	–	–
17	11/05/2013 22:25	-112.78	28.02	350	–	–	–	100	–	–

S_v values from the seven selected echograms were pooled into a single sample regardless of their category (i.e. “schools” or “other”), the histogram was plotted and the EM algorithm was also applied.

In all previous cases, a two-component normal-mixture model was fitted. Where applicable, the optimal global threshold was established as the S_v value at the intersection of the fitted PDFs. As noted before, this value represents the point where posterior probabilities are equal (0.5).

The performance of the estimated threshold was tested by comparing the s_A values obtained using this threshold, and the empirical value of -47 dB currently used for small pelagic fishes in the Gulf of California by INAPESCA's fisheries research station at Guaymas. For this purpose, a portion of the survey approximately 100 nmi long was selected and echo-integrated by layer (5–150 m depth) and 1 nmi elementary sampling units (ESU). The difference in percentage among the estimated and empirical threshold was computed.

3 Results

3.1 Biological data

From the total number of fishing hauls carried out during the survey, seven dominated by small pelagic fish species were selected for this study (total catches between 18 and 350 kg). The northern anchovy (*Engraulis mordax*) and Pacific sardine (*Sardinops sagax*) were the species best represented. Three hauls were monospecific for northern anchovy and one for Pacific sardine. Northern anchovy represented also almost 72% in another trawl, while Pacific sardine accounted to more than 55% in two others. Chub mackerel (*Scomber japonicus*), round herring (*Etrumeus teres*) and thread herring (*Opisthonema spp.*), all small pelagic species, were also represented in the catches (Tab. 1). The category “Other spp.” in Table 1 regroups fish species from the families Triglidae, Carangidae, Ariidae, Scombridae and Myctophidae, among others, that were occasionally present in the hauls.

3.2 Acoustic data

Figure 1 shows the echogram for which the EM algorithm was applied to the three different sets of data depicted in the

left panel (a): the whole echogram (excluding echoes below the sea bottom); the first 100 m from the surface; and a rectangular area enclosing the surface schools. The locations of the random samples taken from the schools and their surroundings in this particular echogram are represented as well. The same echogram after averaging is shown in the right panel (b), for which the EM algorithm was also applied to the same sets as before.

In Figure 2, the histograms for each set of raw (left panels) and averaged (right panels) S_v data are shown. In the histograms of the two larger sets (Fig. 2a, b, d, e) a dominant mode is visible at around -75 dB and another barely perceptible close to -50 dB. In these four cases the EM algorithm was not able to detect the smaller distribution. In contrast, for the subsets corresponding to the rectangular area enclosing the schools (Fig. 2c, f), the second mode became conspicuous and was detected by the EM algorithm. While the PDFs seemed to fit reasonable well, data overlap was important for the raw S_v (Fig. 2c); it persisted when the two modes became more separated in the averaged data (Fig. 2f). A closer inspection of the PDFs fitted to the histograms indicated that the mean of the stronger echoes should probably be larger than estimated, and hence, the threshold should be higher. For the raw S_v data the threshold found was -54.2 dB, while for the averaged S_v data it was -60.4 dB.

These results showed that limiting the extent of analysed data to an area of interest increased the representativeness of the S_v values of the schools which improved the performance of the EM algorithm. Also, echogram smoothing improved the separation of the modes and, by reducing data variability the distributions became leptokurtic, probably producing departures from normality.

3.3 Optimal threshold from raw S_v samples

Concerning the sampling procedure, a total of 1209 S_v values were taken from the echograms associated to the seven selected fishing hauls, 634 for category “other” and 575 for category “schools”. In one echogram only 47 samples were taken from the schools due to their small size.

In Figure 3a, histograms of the combined S_v samples taken from the seven echograms are represented by category. While two modes are clearly visible, a non-negligible overlap is evident as a result of the spread of both distributions.

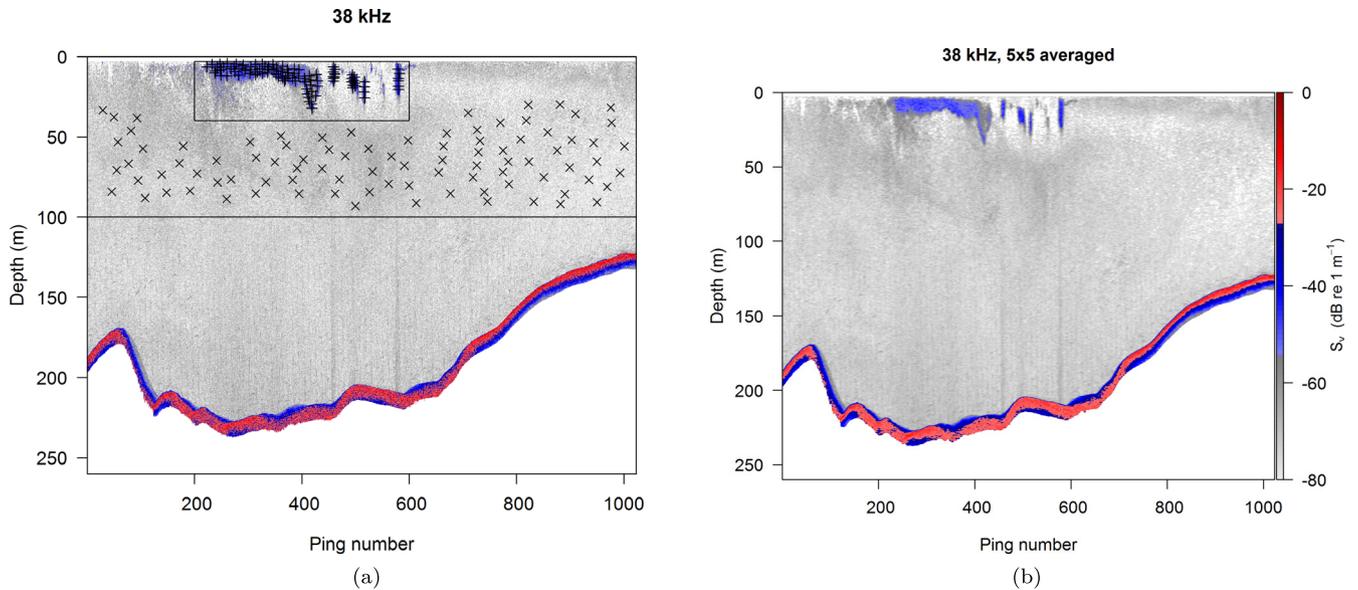


Fig. 1. (a) Raw S_v echogram associated to haul no. 4 for which the EM algorithm was applied to three sets of data: the whole echogram excluding echoes below the sea bottom; the first 100 m from the surface, delimited by the horizontal line; and the rectangular area enclosing the schools. The locations of the random samples taken from the schools (+) and their surroundings (\times) are also represented. (b) Averaged echogram using a 5×5 kernel for which the EM algorithm was also applied to the same sets of data as in (a). The colour scale is the same for both echograms.

The histogram in Figure 3b represents the pooled S_v samples regardless of their category, along with the Gaussian PDF curves fitted by the EM algorithm for each component identified. The optimal threshold, -59.4 dB, is the value where the posterior probabilities are equal. This value is represented by the black vertical line and corresponds to the intersection of the curves.

The estimated parameters for both distributions as well as the final mixing proportions are shown in Table 2. The difference between means was almost 30 dB, with a mean of -76.44 dB for category “other”, and -47.05 for the category “schools”. The standard deviations for each category were 9.48 and 7.04 dB, respectively.

The posterior probabilities for the two components identified by the EM algorithm in relation to S_v values are plotted in Figure 2. This plot illustrates the complementary nature of the posterior probabilities. Besides the optimal threshold, vertical dotted lines were drawn at the 0.99, 0.95 and 0.90 probabilities. From this plot and Table 3, values of $S_v < -68.9$ had a 0.99 probability or more of being in the category “other”, while at -59.4 this figure dropped to 0.5. Conversely, the “schools” probability increased from 0.5 to 0.9 between -59.4 and -54.1 dB.

Examples of echograms using the optimal global threshold of -59.4 dB are shown in Figure 4b, d, f alongside with their raw S_v values (c and e). In Figure 4a, a threshold of -60.4 was used which was estimated from the averaged S_v data shown in Figure 2f.

The comparison of s_A values obtained by echo-integration using the -59.4 dB optimal threshold, and the -47 dB empirical value currently used by INAPESCA, revealed that applying the higher threshold value this coefficient might be underestimated by approximately 10% for large s_A values ($>4000 \text{ m}^2 \text{ nmi}^{-2}$). For the more frequent small s_A values the underestimation may be 80% or more.

4 Discussion

In this work, the applicability of optimal global thresholding using the EM algorithm to find an echo-integration S_v threshold was demonstrated. The approach is suitable but not limited to situations when only one acoustic frequency is available. We consider that the best estimate was achieved with the pooled raw S_v values sampled from the schools and their surroundings for all analyzed echograms.

While the method could be applied to a whole echogram, the large proportion of weak echoes masks the stronger school values, which in turns makes it harder for the EM algorithm. By focusing on a smaller echogram area enclosing the schools, this problem is partially solved. However, given that the echoes are potentially produced by scatterers with different acoustic properties, and that the observed response is a continuous variable, the overlap of signals remains important.

Smoothing the echogram by averaging the S_v values helped by reducing the natural variability (Fernandes et al., 2006; Sato et al., 2015), and a valley separating the modes became conspicuous in the histograms. Nevertheless, a side effect of echogram smoothing is that the distribution of averaged S_v data becomes leptokurtic, possibly affecting the fitting of Gaussian PDFs by the EM algorithm. The threshold found with the averaged S_v for the rectangular area enclosing the schools seemed correct, and is indeed only one dB lower than the optimal threshold, but from Figure 2f, it appears that the mode of the schools and consequently the threshold, should be higher, as was mentioned in the results. Moreover, it can be argued that a threshold obtained from a small area in an echogram could not represent an entire survey unless some kind of averaging of different estimates from several echograms was done.

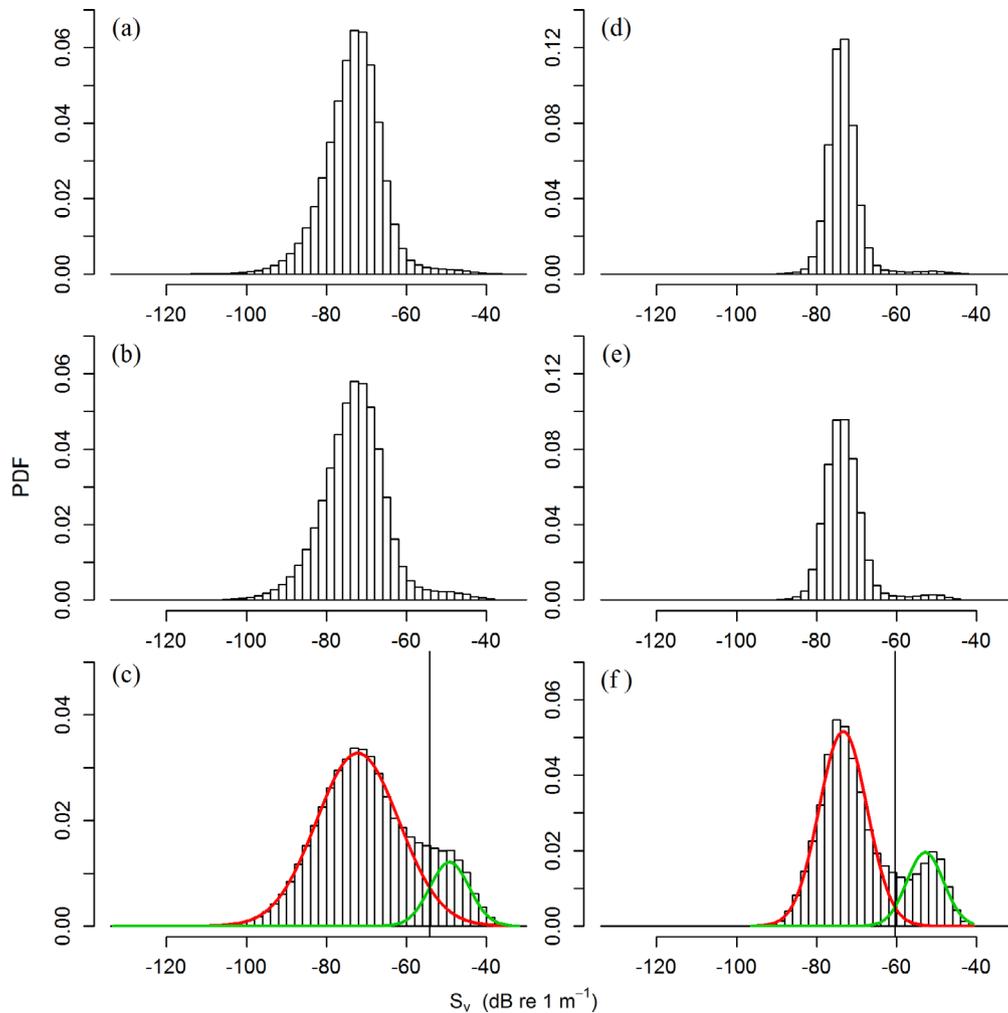


Fig. 2. Histograms for the different sets of data associated to haul no. 4 explained in Figure 1. The left panel histograms correspond to (a) the raw S_v data for the whole echogram (excluding sea bottom); (b) the first 100 m from the surface; and (c) the rectangular area enclosing the schools. The histograms of the averaged S_v data for the same sets are represented in the right panels (d, e and f). The red and green lines in the bottom histograms are the Gaussian PDFs fitted by the EM algorithm to the weak and strong (likely the schools) echoes. The black vertical lines in (c) and (d) represent the optimal thresholds found for both sets, -54.2 and -60.4 dB, respectively.

Random sampling focused on several schools was helpful to circumvent the two situations mentioned above. On the one hand, by sampling only the structures of interest and, assuming that the echoes in each category were homogeneous, or at least more alike as when compared between categories, data variability was reduced. On the other hand, by taking the same number of samples from both structures, the histogram became more balanced, with modes about the same size, helping the PDF fitting. Besides, by pooling the samples from many structures of the same general type found in a survey, the histograms and therefore the estimated threshold, are representative of the survey.

Gonzalez and Woods (2008) mentioned that for this probabilistic approach it can be difficult to estimate the PDFs for the categories analysed. The EM algorithm implementation in R (Benaglia *et al.*, 2009b) proved to be useful for this purpose, in particular the model based on mixtures of normal distributions. Even when the sampled raw S_v data for both categories showed departures from normality, we decided

parsimoniously to use this model instead of a non-parametric algorithm (Benaglia *et al.*, 2009a) because those departures were not important, as suggested by the graphical fit of the estimated PDFs (Fig. 3b).

Besides returning estimates of the means and standard deviations for “schools” and “other” categories, as well as their mixing proportions, the EM algorithm provided the vectors of posterior probabilities from which the optimal threshold was found. Posterior probabilities arise from the Bayes decision function and represent the probability of membership to either category, not that a given S_v value is assigned to one group or the other (Anderson *et al.*, 2007). This function is optimal because it minimises the classification error (Gonzalez and Woods, 2008).

The EM algorithm has been extensively used as a statistical tool in unsupervised classification problems since the late 1970s (McLachlan and Peel, 2000). More recently, there have been applications to fisheries acoustics multi-frequency data, for classifying fish and invertebrates

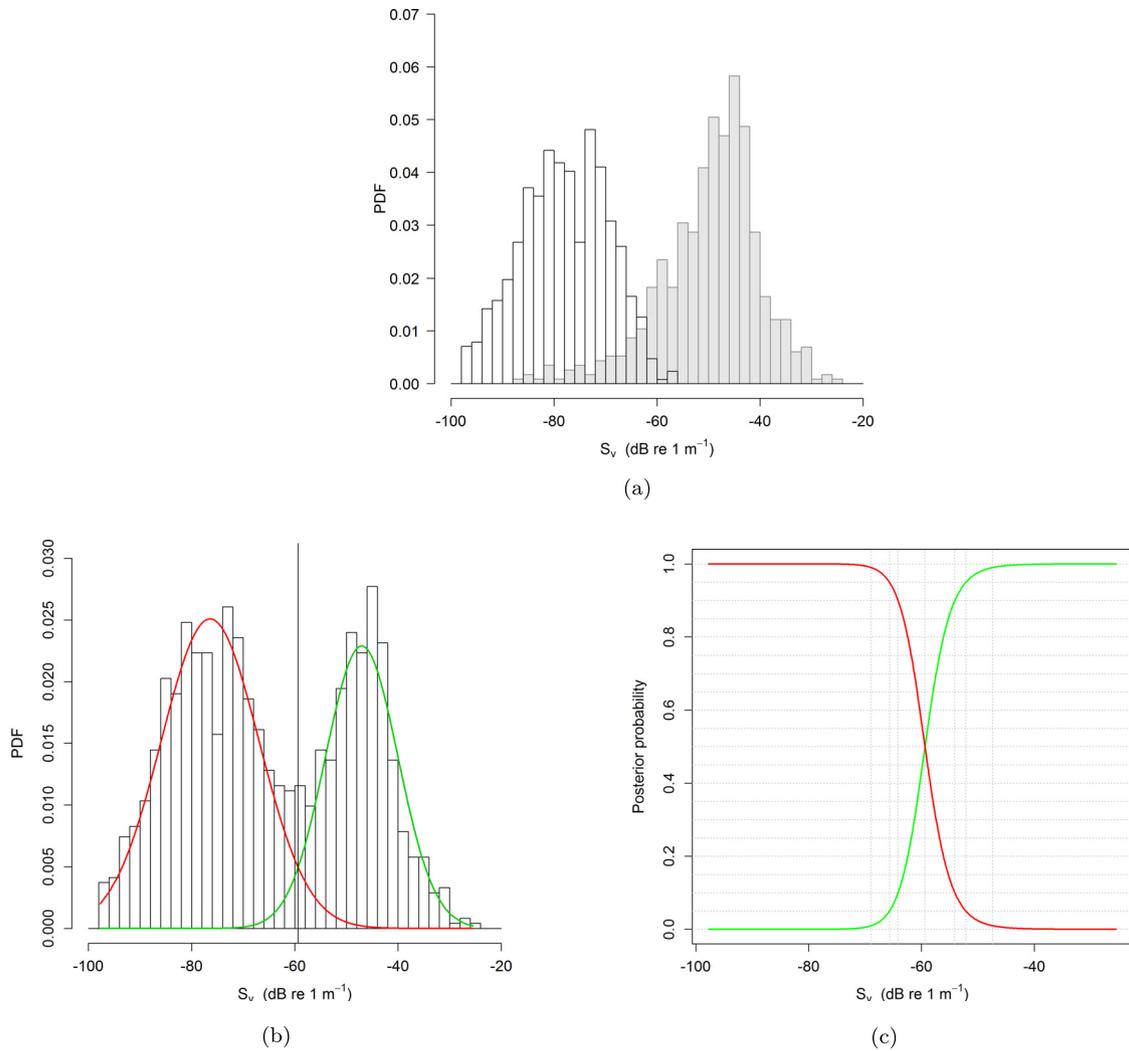


Fig. 3. (a) Histograms of sampled raw S_v values from schools (grey bars) and from category “other” (empty bars) for seven echograms associated to fishing hauls with small pelagic fish catches. (b) Histogram of pooled S_v data regardless of category with the Gaussian PDFs fitted by the EM algorithm. The vertical black line at the intersection of the curves represents the optimal -59.4 dB threshold. (c) Posterior probabilities of assigning a given S_v value to each group. The red and green lines in (b) and (c) represent, respectively, the “other” and “schools” categories.

Table 2. Estimated parameters of the probability density functions of S_v values for components “schools” and “other”, and the final mixing proportions (lambda).

	“Schools”	“Other”
Mean	-47.05	-76.44
Std. dev.	7.04	9.48
Lambda	0.404	0.596

(Anderson *et al.*, 2007; Woillez *et al.*, 2012), and discriminating juvenile and adult fish school clusters (Fablet *et al.*, 2012). In this work, we demonstrate the feasibility of using this tool to estimate a probabilistic threshold with single frequency data. Moreover, the EM algorithm can be applied when more than two groups are present in the data and for multivariate classifications (Benaglia *et al.*, 2009b).

Table 3. Complementary posterior probabilities for the categories “schools” and “other”, and the corresponding S_v value.

“Schools”	“Other”	S_v
0.01	0.99	-68.93
0.05	0.95	-65.65
0.10	0.90	-64.14
0.25	0.75	-61.80
0.50	0.50	-59.40
0.75	0.25	-56.78
0.90	0.10	-54.11
0.95	0.05	-52.13
0.99	0.01	-47.41

As to the identity of the sampled school structures, while it is not possible to individually identify each observed aggregation, on the basis of depth and catch composition of

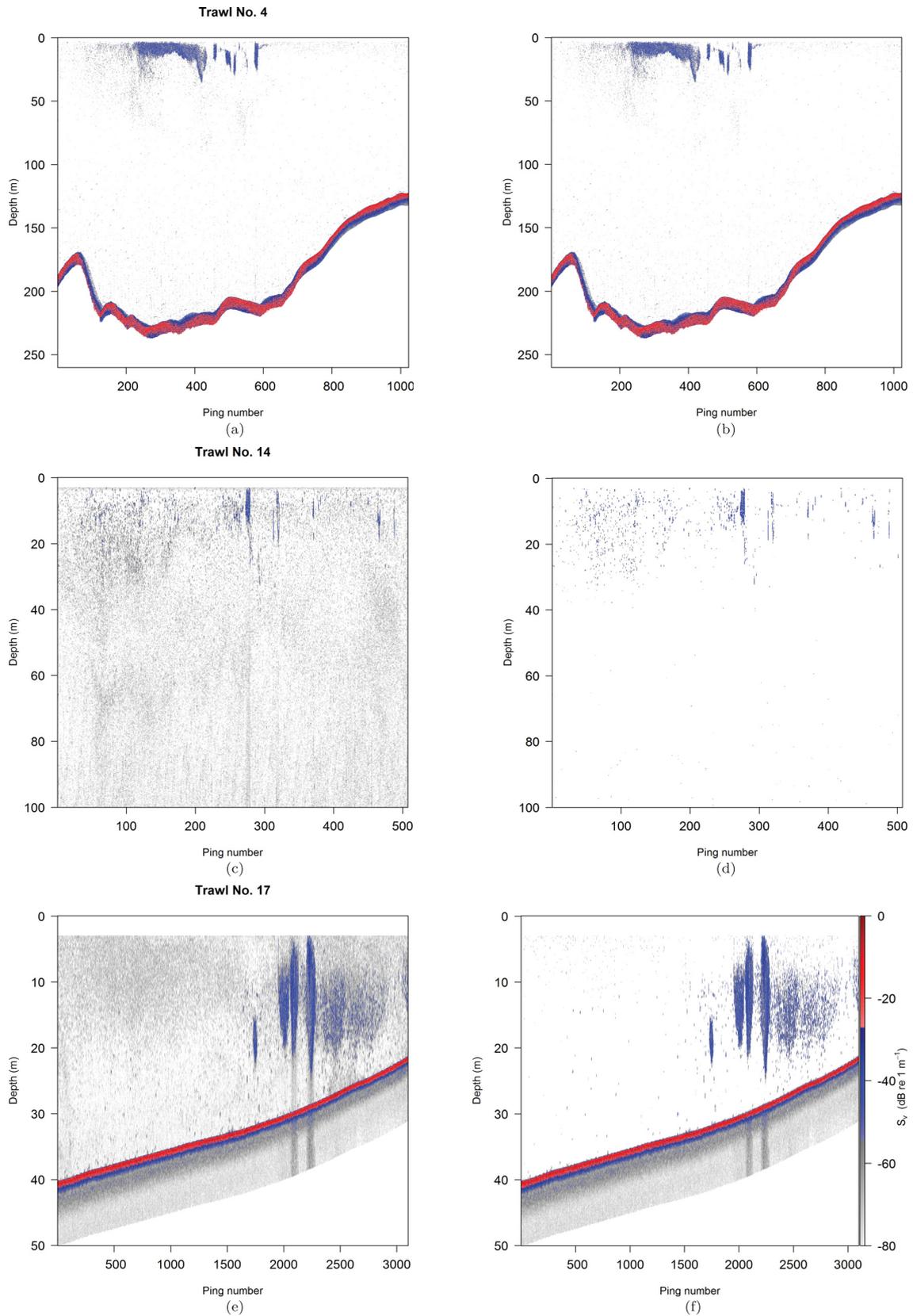


Fig. 4. Examples of echograms associated to fishing hauls with small pelagic fish catches. (a) and (b) are, respectively, the thresholded versions of the raw echogram in Figure 1a using -60.4 (from Fig. 2f) and the optimal -59.4 dB estimated from the raw S_v samples. (d) and (f) are the thresholded versions of (c) and (e) using a -59.4 dB threshold. The colour scale is the same for all echograms.

the fishing hauls, we assume that they were representative of the small pelagic fish community of the Gulf of California. The echograms analysed in this work were associated to fishing hauls located nearby the “Grandes Islas” region, an area well known for high primary productivity (Álvarez-Borrego, 2010) and also as an important fishing ground for the small pelagic fishery fleet of the Gulf of California (Nevárez-Martínez *et al.*, 2014). This was consistent with the catch composition of the hauls, where northern anchovy and Pacific sardine were the most important species. No attempt was made to assess the effect on the threshold of differences in species dominance in the catch, instead, we focused on estimating a threshold applicable to the entire survey.

With regard to the category “other”, it is clear that it may comprise a wide variety of scatterers with different morphologies and reflective patterns, and some of them, like siphonophores, presenting gas filled structures (Warren *et al.*, 2001) which give them a high reflective capacity (Stanton *et al.*, 1994, 1996) and the ability to generate S_v values comparable to fishes (Trevorrow *et al.*, 2005). Siphonophores are a common group in the Gulf of California, for which 24 species have been reported (Gasca and Suárez, 1991). So we cannot exclude the possibility of high S_v values being sampled outside the schools, however the general trend should not be greatly affected. Also, isolated fishes could as well have been present, specially at night, when schools tend to disperse and mix with the zooplankton scattering layers to feed (Helfman, 1986). All this may account to a certain degree for the overlap of S_v values observed for the pooled histogram.

The -59.4 dB threshold found in this work is more than 12 dB lower than the empirical -47 dB threshold currently used by INAPESCA for their spring Pacific sardine acoustic biomass assessments in the Gulf of California. According to the comparison of s_A values resulting from both thresholds, current estimates might be underestimated by 10% in ESU's where schools are present. In the same region, Domínguez-Contreras *et al.* (2012) used a -50 dB threshold for biomass estimation of small pelagic fish, though for 120 kHz. Citing previous work on the Pacific coast of Baja California Sur (Robinson *et al.*, 2007), these authors mentioned that the threshold was selected in accordance with “the lowest S_v value recorded from Pacific sardine schools during previous surveys”, but no further details were given. Our threshold falls within the -60.7 dB to -41.5 dB range associated by Gregg and Horne (2009) with sardine and anchovy aggregations in Monterey Bay, California using 120 kHz.

At 38 kHz and for Atlantic herring (*Clupea harengus*), another small pelagic species, a similar value has been used (-60 dB) in the Baltic Sea (Peltonen and Balk, 2005), but Jech and Michaels (2006) used -66 dB on Georges Bank. S_v thresholds of -65 dB and -70 dB have also been used to differentiate schools of small pelagic fishes off the coast of South Africa (38 kHz, Lawson *et al.*, 2001) and Florida (208 kHz, Churnside *et al.*, 2003). Other values reported in the literature, used in algorithms for school detection of several species at 38 kHz, are between -65 and -60 dB (Petitgas *et al.*, 1998; Reid, 2000; Burgos and Horne, 2007).

We consider that the probabilistic selection of an optimal S_v threshold suitable for echo-integration as described here has advantages over the graphical method based on the plot of s_A vs. S_v (Eckmann, 1998; Jech and Michaels, 2006), where the threshold

choice still depends on a subjective decision. With respect to the procedure proposed by Parker-Stetter *et al.* (2009), while it might be more adequate given that it considers the TS for the species of interest, it requires additional knowledge (TS vs. length relationship) and data (actual *in situ* TS values, for instance) to be correctly applied. The practical implementation of the procedure described here is straightforward and can be accomplished in the R language environment, which offers the additional advantage of providing access to other statistical procedures. Finally, while the optimal threshold is clearly defined when the posterior probabilities area equal (0.5), both Figure 3c and Table 3, could be used as decision tools for choosing an echo-integration threshold based on statistically informed criteria.

Acknowledgements. We thank the crew members of the R/V “BIP XI”, technicians and research staff of INAPESCA's Centro Regional de Investigación Pesquera (CRIP Unidad Guaymas) who participated in the survey. We also thank François Gerlotto for his useful comments to an earlier version of the manuscript, and two anonymous reviewers who contributed to improve our work. HV was supported by COFAA-IPN and EDI-IPN.

References

- Álvarez-Borrego S. Physical, chemical, and biological oceanography of the Gulf of California, in: C.R. Brusca (Ed.), The Gulf of California: biodiversity and conservation, University of Arizona Press, Tucson, AZ, 2010, pp. 24–48.
- Anderson CIH, Horne JK, Boyle J. 2007. Classifying multi-frequency fisheries acoustic data using a robust probabilistic classification technique. *JASA Express Lett* 121: EL230–E L237.
- Benaglia T, Chauveau D, Hunter DR. 2009a. An em-like algorithm for semi-and nonparametric estimation in multivariate mixtures. *J Comput Graphi Stat* 18: 505–526.
- Benaglia T, Chauveau D, Hunter DR, Young D. 2009b. mixtools: an R package for analyzing mixture models. *J Stat Softw* 32: 1–29.
- Berger L, Durand C, Marchalot C, Diner N. 2005. Movies + user manual version 4.3, Tech. Rep. DNIS/ESI/DLE/DTI/00-051, IFREMER.
- Burgos JM, Horne JK. 2007. Sensitivity analysis and parameter selection for detecting aggregations in acoustic data. *ICES J Mar Sci* 64: 160–168.
- Churnside JH, Demer DA, Mahmoudi B. 2003. A comparison of lidar and echosounder measurements of fish schools in the Gulf of Mexico. *ICES J Mar Sci* 60: 147–154.
- Clayden J. 2017. mmand: mathematical morphology in any number of dimensions. R package version 1.5.0. URL <https://CRAN.R-project.org/package=mmand>
- De Robertis A, Higginbottom I. 2007. A post-processing technique to estimate the signal-to-noise ratio and remove echosounder background noise. *ICES J Mar Sci* 64: 1282–1291.
- Dempster AP, Laird NM, Rubin DB. 1977. Maximum likelihood from incomplete data via the EM algorithm. *J Roy Stat Soc Ser B (Methodol.)* 39: 1–38.
- Diner N. 2001. Correction on school geometry and density: approach based on acoustic image simulation. *Aquat Living Resour* 14: 211–222.
- Domínguez-Contreras JF, Robinson CJ, Gómez-Gutiérrez J. 2012. Hydroacoustical survey of near-surface distribution, abundance and biomass of small pelagic fish in the Gulf of California. *Pac Sci* 66: 311–326.

- Eckmann R. 1998. Allocation of echo integrator output to small larval insect (*Chaoborus sp.*) and medium-sized (juvenile fish) targets. *Fish Res* 35: 107–113.
- Fablet R, Gay P, Peraltilla S, Peña C, Castillo R, Bertrand A. 2012. Bags-of-features for fish school cluster characterization in pelagic ecosystems: application to the discrimination of juvenile and adult anchovy (*Engraulis ringens*) clusters off Peru. *Can J Fish Aquat Sci* 69: 1329–1339.
- Fässler SM, Brunel T, Gastauer S, Burggraaf D. 2016. Acoustic data collected on pelagic fishing vessels throughout an annual cycle: operational framework, interpretation of observations, and future perspectives. *Fish Res* 178: 39–46.
- Fernandes P, Korneliusen R, Lebourges-Dhaussy A, Massé J, Iglesias M, Diner N, Ona E, Knutsen T, Gajate J, Ponce R. 2006. The SIMFAMI project: species identification methods from acoustic multi-frequency information, Tech. rep., Final Report to the EC no. Q5RS- 2001-02054.
- Gasca R, Suárez E. 1991. Nota sobre los sifonóforos (Cnidaria: Siphonophora) del Golfo de California (agosto-septiembre, 1977). *Cienc Pesq Mex* 8: 119–125.
- Gastauer S, Scouling B, Fässler SMM, Benden DPLD, Parsons M. 2016. Target strength estimates of red emperor (*Lutjanus sebae*) with Bayesian parameter calibration. *Aquat Living Resour* 29: 301.
- Gonzalez RC, Woods RE. Digital image processing, 3rd Edition, Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, 2008.
- Gregg MC, Horne JK. 2009. Turbulence, acoustic backscatter, and pelagic nekton in Monterey Bay. *J Phys Oceanogr* 39: 1097–1114.
- Helfman GS. 1986. Fish behaviour by day, night and twilight, in: T.J. Pitcher (Ed.), The behaviour of Teleost fishes, 1st Edition, Croom Helm Ltd., London, pp. 366–387.
- ICES. 2005. Description of the ICES *hac* standard data exchange format, version 1.60, Tech. Rep. 278, ICES Cooperative Research Report.
- Jech JM, Michaels WL. 2006. A multifrequency method to classify and evaluate fisheries acoustics data. *Can J Fish Aquat Sci* 63: 2225–2235.
- Kristensen K. 2017. readHAC: read Acoustic HAC Format, R package version 1.0. URL <https://CRAN.R-project.org/package=readHAC>
- Lawson GL, Barange M, Fréon P. 2001. Species identification of pelagic fish schools on the South African continental shelf using acoustic descriptors and ancillary information. *ICES J Mar Sci* 58: 275–287.
- MacLennan DN, Fernandes PG, Dalen J. 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES J Mar Sci* 59: 365–369.
- Madureira LS, Everson I, Murphy EJ. 1993. Interpretation of acoustic data at two frequencies to discriminate between antarctic krill (*Euphausia superba* Dana) and other scatterers. *J Plankton Res* 15: 787–802.
- McLachlan GJ, Basford KE. Mixture models: inference and applications to clustering, Vol. 84 of Statistics: textbooks and monographs, Marcel Dekker, New York, 1988.
- McLachlan GJ, Peel D. Finite mixture models, Wiley Series in Probability and Statistics, John Wiley & Sons, New York, 2000.
- Melvin GD, Gerlotto F, Lang C, Trillo P. 2016. Fishing vessels as scientific platforms: an introduction. *Fish Res* 178: 1–3.
- Nevárez-Martínez MO, Martínez-Zavala M, Jacob-Cervantes ML, Cotero-Altamirano CE, Santos-Molina JP, Valdez-Pelayo A. Peces pelágicos menores, in: L.F.J. Beléndez-Moreno, E. Espino-Barr, G. Galindo-Cortes, M.T. Gaspar-Dillanes, L. Huidobro-Campos, E. Morales-Bojórquez (Eds.), Sustentabilidad y Pesca Responsable en México, Evaluación y Manejo, 1st Edition, SAGARPA – Instituto Nacional de Pesca, Mexico City, 2014, pp. 87–139.
- Parker-Stetter SL, Rudstam L, Sullivan P, Warner D. Standard operating procedures for fisheries acoustic surveys in the Great Lakes, Great Lakes Fisheries Commission Special Publication, Ann Arbor, MI, 2009.
- Peltonen H, Balk H. 2005. The acoustic target strength of herring (*Clupea harengus* L.) in the northern Baltic Sea. *ICES J Mar Sci* 62: 803–808.
- Petitgas P, Diner N, Georgakarakos S, Reid D, Aukland R, Massé J, Scalabrin C, Iglesias M, Muiño R, Carrera-López P. 1998. Sensitivity analysis of school parameters to compare schools from different surveys: a review of the standardisation task of the EC-FAIR programme CLUSTER. *ICES Documents CM 1998/J*: 23.
- Quiñonez-Velázquez C, Nevárez-Martínez MO, Gluyas-Millán MG. 2000. Growth and hatching dates of juvenile Pacific sardine *Sardinops caeruleus* in the Gulf of California. *Fish Res* 48: 99–106.
- R Core Team. R: a language and environment for statistical computing, R foundation for statistical computing, Vienna, Austria, 2017. URL <https://www.R-project.org/>
- Reid DG. Report on echo trace classification, ICES cooperative research report 238, ICES, Copenhagen, Denmark, 2000.
- Robinson CJ, Gómez-Aguirre S, Gómez-Gutiérrez J. 2007. Pacific sardine behaviour related to tidal current dynamics in Bahía Magdalena, México. *J Fish Biol* 71: 200–218.
- Sato M, Horne JK, Parker-Stetter SL, Keister JE. 2015. Acoustic classification of coexisting taxa in a coastal ecosystem. *Fish Res* 172: 130–136.
- Simmonds J, MacLennan D. Fisheries acoustics: theory and practice, Fish and aquatic resources series, 2nd Edition, Blackwell Science Ltd., Ames, Iowa, 2005.
- Stanton TK, Wiebe PH, Chu D, Benfield MC, Scanlon L, Martin L, Eastwood RL. 1994. On acoustic estimates of zooplankton biomass. *ICES J Mar Sci* 51: 505–512.
- Stanton TK, Chu D, Wiebe PH. 1996. Acoustic scattering characteristics of several zooplankton groups. *ICES J Mar Sci* 53: 289–295.
- Trevorrow MV, Mackas DL, Benfield MC. 2005. Comparison of multifrequency acoustic and *in situ* measurements of zooplankton abundances in Knight Inlet, British Columbia. *J Acoust Soc Am* 117: 3574–3588.
- Villalobos H, López-Serrano A, Nevárez-Martínez MO. 2018. Volume backscattering strength samples and echograms (38 kHz) associated to small pelagic fish schools in the Gulf of California, SEANO, Mexico. <http://doi.org/10.17882/53034>.
- Warren J, Stanton T, Benfield M, Wiebe P, Chu D, Sutor M. 2001. *In situ* measurements of acoustic target strengths of gas-bearing siphonophores. *ICES J Mar Sci* 58: 740–749.
- Wuillez M, Ressler PH, Wilson CD, Horne JK. 2012. Multifrequency species classification of acoustic-trawl survey data using semi-supervised learning with class discovery. *J Acoust Soc Am* 131: EL184–E L190.

Cite this article as: López-Serrano A, Villalobos H, Nevárez-Martínez MO. 2018. A probabilistic procedure for estimating an optimal echo-integration threshold using the Expectation-Maximisation algorithm. *Aquat. Living Resour.* 31: 12