



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

ANÁLISIS DE LA INCERTIDUMBRE EN LA ESTIMACIÓN
DEL ÍNDICE DE BIOMASA ACÚSTICA Y SUS EFECTOS EN
LA ABUNDANCIA DE PELÁGICOS MENORES DEL GOLFO
DE CALIFORNIA.

T E S I S

Que para obtener el grado de

Doctora en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales
(Orientación en Biología Marina)

P r e s e n t a

Violeta Estefanía González Máynez

La Paz, Baja California Sur, junio de 2026.

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las **11:00** horas del día **06** del mes de **junio** del año **2026**, se procedió por las personas abajo firmantes, integrantes de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

“Análisis de la incertidumbre en la estimación del índice de biomasa acústica y sus efectos en la abundancia de pelágicos menores del Golfo de California”





Presentada por la alumna:

Violeta Estefanía González Máynez

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

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

LA COMISIÓN REVISORA

Grado y nombre	Estatus	Firma
Dr. Enrique Morales Bojórquez	Director de Tesis	
Dr. Manuel Otilio Nevárez Martínez	Co-Director	
Dr. Juan Pablo Zwolinski	Co-Tutor	Juan Zwolinski <small>Digitally signed by Juan Zwolinski Date: 2026.06.01 11:12:36 -0700</small>
Dr. Héctor Villalobos Ortiz	Co-Tutor	
Dra. Anne Lebourges Dhaussy	Co-Tutora	


Dra. Alejandra Nieto Garibay,

Directora de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos



La Paz, Baja California Sur, a 5 de junio de 2026

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

Tesis de Doctorado en Ciencias en UMPRN (CIBNOR)

Por Violeta Estefanía González Máynez

- Herramientas antiplagio:

iThenticate

- Filtros utilizados:

Bibliografía

Texto citado (mencionado)



11% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...

Filtrado desde el informe

- Bibliografía
- Texto mencionado

Fuentes principales

- 11% Fuentes de Internet
- 3% Publicaciones
- 0% Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

ANÁLISIS DE LA INCERTIDUMBRE EN LA ESTIMACIÓN DEL ÍNDICE DE BIOMASA ACÚSTICA Y SUS EFECTOS EN LA ABUNDANCIA DE PELÁGICOS MENORES DEL GOLFO DE CALIFORNIA

Fuentes principales



Las Fuentes con el mayor número de coincidencias dentro de la entrega. Las fuentes superpuestas no se mostrarán.

1	Internet	cibnor.repositorioinstitucional.mx	3%
2	Internet	www.gob.mx	1%
3	Internet	hdl.handle.net	<1%
4	Internet	tesis.ipn.mx	<1%
5	Internet	marabiertonew.inidep.edu.ar	<1%
6	Internet	www.subpesca.cl	<1%
7	Internet	ojs.inidep.edu.ar	<1%
8	Internet	jorgechaconjimenez.wordpress.com	<1%
9	Internet	www.slideshare.net	<1%
10	Internet	www.dubensayos.com	<1%
11	Internet	docplayer.es	<1%

Firmas del Comité Tutorial

Co-directores

Dr. Enrique Morales Bojórquez

Dr. Manuel O. Nevárez Martínez

Estudiante

Violeta Estefanía González Máynez

Personal técnico de asesoría en el análisis

M. en C. Edgar Alcántara Razo

Conformación de Comités

Comité Tutorial

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

Dr. Manuel Otilio Nevárez Martínez
Centro Regional de Investigación Pesquera, Guaymas, Sonora.
Co- Director de Tesis

Dr. Héctor Villalobos Ortiz
Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.
Co-Tutor de Tesis

Dr. Juan Pablo Zwolinski
Southwest Fisheries Science Center, Fisheries Resources. La Jolla, California
Co-Tutor de Tesis

Dra. Anne Lebourges-Dhaussey
Institut de Recherche pour le Développement. Brest, Francia
Co-Tutor de Tesis

Comité Revisor de Tesis

Dr. Enrique Morales Bojórquez
Dr. Manuel Otilio Nevárez Martínez
Dr. Héctor Villalobos Ortíz
Dr. Juan Pablo Zwolinski
Dra. Anne Lebourges-Dhaussey

Jurado de Examen

Dr. Enrique Morales Bojórquez
Dr. Manuel Otilio Nevárez Martínez
Dr. Héctor Villalobos Ortíz
Dr. Juan Pablo Zwolinski
Dra. Anne Lebourges-Dhaussey

Suplentes

Dr. Sergio Scarry González Peláez
Dra. Estefani Larios Castro

Resumen

La pesquería de pelágicos menores del Golfo de California, México, es evaluada acústicamente cada año utilizando un umbral empírico que podría excluir parte de las existencias del recurso al encontrarse cerca o por debajo del umbral seleccionado; dichas evaluaciones se han desarrollado bajo un enfoque que asume una distribución normal de los datos acústicos, utilizando el promedio aritmético de todas las observaciones registradas durante la campaña como una estimación insesgada de la densidad media, la cual se aplica a toda el área de estudio. Sin embargo, las densidades observadas presentan distribuciones altamente asimétricas por lo que el uso del promedio aritmético no garantiza ser el estimador más adecuado. En la primera parte del presente estudio, se diseñaron dos filtros con el objetivo de facilitar la separación espacial de los cardúmenes de pelágicos menores. Estos filtros demostraron ser eficaces para excluir los valores de baja densidad, obteniendo mejores resultados para las especies *Engraulis mordax*, *Sardinops sagax* y *Oligoplites refulgens*, aunque su desempeño fue limitado en el caso de *Scomber japonicus*. Los resultados de este estudio también aportan un marco teórico para el análisis de la incertidumbre asociada a los valores de biomasa poblacional, derivados del método utilizado para estimar el valor promedio. Las estimaciones de biomasa variaron en función del método estadístico empleado (Bootstrap, Pennington, Kappenman), sin que ninguno se destacara de manera concluyente como superior. Cada estimador presentó fortalezas y limitaciones específicas según la especie, la distribución espacial y la estructura de los datos analizados.

Palabras clave: Peágicos menores, estimación de biomasa, distribuciones asimétricas, acústica

ORCID: [https://orcid.org/\[0000-0001-7895-1269\]](https://orcid.org/[0000-0001-7895-1269])

Vo. Bo. Co-Directores de Tesis



Dr. Enrique Morales Bojórquez



Dr. Manuel Otilio Nevárez Martínez

Summary

The small pelagic fishery in the Gulf of California, Mexico, is assessed annually using hydroacoustic surveys and an empirical acoustic threshold. However, this threshold may exclude portions of the resource when fish aggregations occur near or below the selected value. Current assessments assume that acoustic data follow a normal distribution and use the arithmetic mean of all survey observations as an unbiased estimator of mean density, which is then extrapolated to the entire study area. Nevertheless, the observed density distributions are highly skewed, suggesting that the arithmetic mean may not always be the most appropriate estimator. In the first part of this study, two filtering approaches were developed to improve the spatial separation of small pelagic fish schools. These filters effectively excluded low-density values and produced improved results for *Engraulis mordax*, *Sardinops sagax*, and *Oligoplites refulgens*. However, their performance was more limited for *Scomber japonicus*. The results of this study also provide a theoretical framework for evaluating the uncertainty associated with population biomass estimates, particularly the uncertainty arising from the choice of statistical estimator used to derive mean density. Biomass estimates varied depending on the statistical method employed (Bootstrap, Pennington, or Kappenman), and no single estimator consistently outperformed the others. Each method exhibited specific strengths and limitations that depended on species characteristics, spatial distribution patterns, and the structure of the analyzed data.

Keywords: Small pelagic fish, biomass estimation, skewed distributions, fisheries acoustics

ORCID: [https://orcid.org/\[0000-0001-7895-126\]](https://orcid.org/[0000-0001-7895-126])

Vo. Bo. Co-Directores de Tesis



Dr. Enrique Morales Bojórquez



Dr. Manuel Otilio Nevárez Martínez

Dedicatoria

**A los hombres y mujeres del mar, cuyo oficio se aprende en el agua, que lo
llevan por dentro y nunca lo abandonarán**

Agradecimientos

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por la beca 782714 y al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. por haberme brindado la oportunidad de complementar mi formación académica. A sus técnicos e investigadores y la excelencia académica que siempre han demostrado.

Al Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura, especialmente al Centro Regional de Investigación Pesquera, Unidad Guaymas, por facilitarme el uso de los datos, el espacio para analizarlos y muchas facilidades para realizar este trabajo. A su valioso personal técnico y administrativo.

Agradezco al Comité Tutorial por su acompañamiento, orientación y compromiso a lo largo de mi formación doctoral. Su experiencia, retroalimentación crítica y constante disposición al diálogo han sido fundamentales para el desarrollo de este trabajo y para mi crecimiento académico. Valoro el tiempo, la paciencia y el conocimiento que generosamente compartieron conmigo. Gracias por contribuir a mi formación académica y por ayudarme a avanzar en este camino con rigor y entusiasmo.

A todos los estudiantes, investigadores y técnicos, con los que he compartido cruceros de investigación a lo largo de más de 10 años, y gracias a cuyo esfuerzo en el campo fue posible realizar este ejercicio doctoral, valoro profundamente su trabajo.

Por último, agradezco la oportunidad de trabajar en este campo de la ciencia, que me ha brindado una sensación de asombro constante. Contribuir al conocimiento me llena de propósito. Por ello, me siento profundamente agradecida: soy, y seré siempre, una aprendiz eterna.

"I am not afraid of storms, for I am learning how to sail my ship"
— **Louisa May Alcott**

Contenido

Resumen	i
Summary	ii
Dedicatoria	iii
Agradecimientos	iv
Contenido	v
Lista de figuras	vii
Lista de tablas	xiii
Glosario	xiv
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	4
2.1 La pesquería de pelágicos menores en México	4
2.1.1 Desarrollo de la pesquería de sardina del Golfo de California	5
2.2 Principios y generalidades de la acústica pesquera	6
2.3 Calibración de ecosonda científica	10
2.3.1 Calibración con esfera	11
2.4 Los lances de pesca de identificación	12
2.5 Del <i>sv</i> a la abundancia de peces	13
2.5.1 Respuesta multifrecuencia	16
2.6 El diseño de muestreo y la varianza de la abundancia	16
2.6.1 Bootstrap, Pennington, Kappenman	17
2.6.2 ¿La variancia del diseño o la variancia del modelo?	18
3. JUSTIFICACIÓN	22
4. HIPÓTESIS	24
5. OBJETIVOS	25
5.1 Objetivo general	25
5.2 Objetivos particulares	25
6. MATERIAL Y MÉTODOS	26
6.1 Calibración del sistema EK60	26
6.2 Derrotero	30
6.3 Muestreo acústico	31
6.4 Lances de pesca de control	31
6.5 Muestreos masivos y biológicos	33
6.6 Procesamiento de datos acústicos	33
6.7 Análisis de las propiedades de retrodispersión en cardúmenes de pelágicos menores	34
6.7.1 Elección de la muestra acústica	34
6.7.2 Elección del tamaño de la celda	35
6.7.3 Filtro por desviación estándar	35
6.7.4 Filtro bi-frecuencia (38 y 120 kHz)	36
6.8 Estimación de biomasa	42
6.8.1 Metodología estándar para la estimación de biomasa	42
6.8.2 Bootstrap, Pennington, y Kappenman	43
6.8.3 Estimación de proporciones y tallas por especie	46
7. RESULTADOS	49

7.1 Calibración	49
7.2 Muestra acústica y tamaño de la celda	53
7.3 Filtro de Desviación Estándar	61
7.3.1 Aplicación del filtro de SD	70
7.4 Filtro bi-frecuencia (120 kHz y 38 kHz)	77
7.4.1 Aplicación del filtro bi-frecuencia (120 kHz y 38 kHz)	77
7.5 Estimación de biomasa de <i>Engraulis mordax</i> , <i>Sardinops sagax</i> , <i>Scomber japonicus</i> y <i>Oligoplites refulgens</i>	100
7.5.1 Fauna de acompañamiento en los lances de pesca de identificación	100
7.5.2 Proporción en peso y proporción acústica de las especies <i>Engraulis mordax</i> , <i>Sardinops sagax</i> , <i>Scomber japonicus</i> y <i>Oligoplites refulgens</i>	100
7.5.3 Desempeño de cada método estadístico para la estimación de la media por área. ..	101
7.5.4 Tallas por especie y áreas	119
7.5.5 Ecointegración	124
7.5.6 Estimación de biomasa por especie	131
8. DISCUSIÓN	141
8.1 Muestra acústica y tamaño de la celda	141
8.2 Filtro de Desviación Estándar	142
8.3 Filtro Bi-frecuencia (120 kHz-38 kHz)	143
8.4 Biomasa acústica relativa retenida por el filtro bi-frecuencia	147
8.5 Cálculo de incertidumbre en la estimación de biomasa	148
8.5.1 Incertidumbre asociada a los estimadores	150
8.5.2 Correlación de las muestras	153
9. CONCLUSIONES	156
10. LITERATURA CITADA	158
11. ANEXOS	166
Anexo A.-Formulas	166
Anexo B.-Artículo publicado.-Application of Fisheries Acoustics: A Review of the Current State in Mexico and Future Perspectives.	169
Anexo C.-Artículo sometido.-A multifrequency method for classifying acoustic data of four species of small pelagic fish in the Gulf of California, Mexico.	196

Lista de figuras

Figura 1. Puertos principales en el Noroeste de México, donde se descargan capturas de pelágicos menores. En la península de Baja California: Ensenada y Puerto San Carlos. En Sonora: Guaymas y Yavaros. En Sinaloa: Mazatlán.....	5
Figura 2. Sistema general SIMRAD EK60 con dos transductores; (A y B) equipo de cómputo; (C) concentrador ethernet; (D) GPT's; (E) Transductores (en este caso 38 y 120 kHz). Tomado de Myriax (2015).	9
Figura 3. Ecograma. Dirección de los registros (flecha negra superior), línea gruesa (rojo) en la parte inferior representa el fondo, separado de la columna de agua por la línea negra. El color del pixel indica los valores de la fuerza de retrodispersión en dB. Las líneas punteadas horizontales representan la profundidad en intervalos de 5 m.	9
Figura 4. a) Diagrama del haz para la frecuencia de 120 kHz. En medio, lóbulo principal, costados: lóbulos secundarios (SIMRAD, 2015). b) Propagación de una onda acústica, la dispersión esférica reduce la intensidad a grandes distancias.	10
Figura 5. Vista esquemática de la posición de la esfera durante la calibración MiriAx (2015).	12
Figura 6. Caña de pesca colocada en la banda de babor; soporte de cañas y rollo de monofilamento; esfera de carburo de tungsteno utilizada para la calibración	28
Figura 7. Ecograma durante calibración con esfera de la frecuencia de 38 kHz de la ecosonda. El eje vertical es la profundidad debajo del transductor (m) y el eje horizontal es el tiempo (hh:mm:ss). La banda roja representa la energía del pulso en la superficie, la banda roja en el fondo representa el fondo marino. La línea amarilla corresponde al eco de una esfera de carburo de tungsteno de 38.1 mm, la banda verde representa el peso muerto, los ecos azules son organismos.	28
Figura 8. Derrotero seguido por la embarcación BIPXI durante las prospecciones acústicas de primavera de pelágicos menores en el Golfo de California.	30
Figura 9. Lances de pesca de identificación realizados durante las prospecciones de pelágicos menores de primavera en el Golfo de California del 2013 al 2024.	32
Figura 10. Diagrama de Flujo. Representa las operaciones realizadas en Echoview. El color azul indica las operaciones que se realizaron en la frecuencia 120 kHz, el negro en 38 kHz y el amarillo representa las operaciones que involucran ambas frecuencias. *Se hizo coincidir la resolución más baja con la resolución más alta.	37
Figura 11. Ejemplo donde se observa las diferencias en la escala de muestreo para el Lance 17 de la campaña de pelágicos menores de primavera de 2013. Especie dominante: <i>Sardinops sagax</i> . Línea 1: Ecograma [Sv dB re $1 m - 1$] de ambas frecuencias (38 y 120 kHz); línea 2: y 3: Ecograma suavizado y distribución de valores en ambas escalas (11 y 19 pings en la horizontal, y 3 y 19 pings en la vertical, respectivamente); línea 4: diferencia en dB, en ambas escalas y frecuencias, [Sv dB re $1 m - 1$].	40
Figura 12. Ejemplo donde se observa la construcción y el desempeño del algoritmo Bi-frecuencia en el lance de pesca 2013L4, donde la especie capturada fue <i>Engraulis mordax</i> . La línea 1 muestra los ecogramas [Sv dB re $1 m - 1$] de ambas frecuencias (120 y 38 kHz); La línea 2 muestra la construcción de los ecogramas en la suma y en la diferencia entre ambas frecuencias. La máscara booleana que representa verdadero y falso para ambos filtros $-104.4 < Sv_{38} + Sv_{120} < -39.49 dB$ y $-14.69 < Sv_{120} - Sv_{38} < 4.35 dB$. En la línea 3 el ecograma final, como resultado del filtro bi-frecuencia.....	41

Figura 13. Áreas utilizadas para la estimación de biomasa. En la costa de Sonora: el área uno abarca desde El desemboque de Arriba a Cabo Tepopa; el área dos abarca de Bahía Kino a Isla Lobos; el área tres abarca de Isla Lobos a Punta Ahome. En la costa de la península de Baja California: el área cuatro abarca de Bahía Concepción a Loreto; el área cinco de Bahía San Francisquito a Bahía Concepción y el área seis de Puerto Refugio a Punta San Francisquito.....	47
Figura 14. Mediciones de TS que se lograron durante la calibración 2022. Los puntos corresponden al TS de una esfera de carburo de tungsteno de 38.1 mm, la línea continua representa el modelo de haz ajustado para el transductor de 38 kHz con un ancho de haz de 11.94°. La orientación de cada sección transversal del haz se indica en la parte superior izquierda de la gráfica.	50
Figura 15. Mediciones de TS que se lograron durante la calibración 2022. Los puntos corresponden al TS de una esfera de carburo de tungsteno de 38.1 mm, la línea continua representa el modelo de haz ajustado para el transductor de 120 kHz con un ancho de haz de 7.61°. La orientación de cada sección transversal del haz se indica en la parte superior izquierda de la gráfica.	50
Figura 16. Mediciones de TS que se lograron durante la calibración 2023. Los puntos corresponden al TS de una esfera de carburo de tungsteno de 38.1 mm, la línea continua representa el modelo de haz ajustado para el transductor de 38 kHz con un ancho de haz de 11.94°. La orientación de cada sección transversal del haz se indica en la parte superior izquierda de la gráfica.	51
Figura 17. Mediciones de TS que se lograron durante la calibración 2023 Los puntos corresponden al TS de una esfera de carburo de tungsteno de 38.1 mm, la línea continua representa el modelo de haz ajustado para el transductor de 120 kHz con un ancho de haz de 7.61°. La orientación de cada sección transversal del haz se indica en la parte superior izquierda de la gráfica.....	51
Figura 18. Modelo de haz para el transductor de 38 kHz con un ancho de haz de 11.94°, estimado utilizando medidas de TS (dB) de una esfera de carburo de tungsteno de 38.1 mm de diámetro (haz no compensado). Calibración de 2022.....	52
Figura 19. Modelo de haz para el transductor de 38 kHz con un ancho de haz de 11.94°, estimado utilizando medidas de TS (dB) de una esfera de carburo de tungsteno de 38.1 mm de diámetro (haz no compensado).....	52
Figura 20. Distribución de valores de $Sv \text{ dB re } 1 \text{ m} - 1$ para la especie <i>Engraulis mordax</i> , utilizando los valores de cardúmenes completos (gris claro), y los valores de regiones internas y representativas de cardúmenes monoespecíficos (gris oscuro). Medias de -48.85 y -49.65 dB, respectivamente.....	54
Figura 21. Distribución de valores de $Sv \text{ dB re } 1 \text{ m} - 1$ para la especie <i>Sardinops sagax</i> , utilizando los valores de cardúmenes completos (gris claro), y los valores de regiones internas y representativas de los cardúmenes monoespecíficos (gris oscuro).	55
Figura 22. Distribución de valores de $Sv \text{ dB re } 1 \text{ m} - 1$ para la especie <i>Scomber japonicus</i> , utilizando los valores de cardúmenes completos (gris claro), y los valores de regiones internas y representativas de los cardúmenes monoespecíficos (gris oscuro). Medias de -40.66 y -42.56 dB, respectivamente.....	56
Figura 23. Distribución de valores de $Sv \text{ dB re } 1 \text{ m} - 1$ para la especie <i>Oligoplites refulgens</i> , utilizando los valores de cardúmenes completos (gris claro), y los valores de regiones internas y representativas de los cardúmenes monoespecíficos (gris oscuro). Medias de -41.18 y -39.52 dB, respectivamente.....	57

- Figura 24.** Distribución de valores de *Sv dB re 1 m – 1*, utilizando ambas escalas 11 x 3 (arriba) y 19 x 19 (abajo), de cuatro especies en 38 kHz.59
- Figura 25.** Distribución de valores de *Sv dB re 1 m – 1*, utilizando ambas escalas 11 x 3 (arriba) y 19 x 19 (abajo), de cuatro especies en 120 kHz.60
- Figura 26.** Se presentan los valores de desviación estándar (SD) del *Sv* en decibeles (dB) para *Engraulis mordax*, agrupados por año y lance. Las cajas están ordenadas de acuerdo con la longitud promedio (LP) del muestreo correspondiente a cada lance, en orden creciente. Los valores medios de SD están indicados con números en color negro. La línea roja punteada representa el umbral de SD elegido como criterio de filtrado para excluir lances con alta dispersión en los datos acústicos.....61
- Figura 27.** Distribución de tallas de los muestreos correspondientes a los lances 2021L10, 2013L4 y 2016L7, con capturas de *Engraulis mordax* de 300 (100%), 350 (100%) y 41.5 (95%) kg, respectivamente. En el lance 2016L7 el 5% restante correspondió a *Sardinops sagax*.....62
- Figura 28.** Valores de desviación estándar (SD) en dB de *Sardinops sagax* por año y lance. Las cajas están ordenadas de acuerdo con la longitud promedio (LP) del muestreo correspondiente a cada lance, en orden ascendente. El valor puntual de la media de SD está indicado con números en color negro. La línea roja punteada representa el umbral de SD seleccionado como criterio de filtrado.63
- Figura 29.** Distribución de tallas en los lances 2013L17, 2017L23 y 2017L18, con capturas de *Sardinops sagax* de 330 (100%), 61 (99%) y 60 (98%) kg, respectivamente. En los lances 2017L23 el 1% restante correspondió a *Engraulis mordax*. En el lance 2017L18 el 2% restante correspondió a *Scomber japonicus*.....64
- Figura 30.** Valores de desviación estándar (SD) en dB de *Scomber japonicus* por año y lance. Las cajas están ordenadas de acuerdo con la longitud total (LT) promedio del muestreo correspondiente a cada lance, en orden ascendente. El valor puntual de la media de SD está representado con números en color negro. La línea roja punteada indica el umbral de SD seleccionado como criterio de filtrado.65
- Figura 31.** Distribución de tallas en los lances 2021L8, 2017L8, 2017L20 y 2024L21, con capturas de *Scomber japonicus* de 11.5, 175, 140 y 10 kg, respectivamente.66
- Figura 32.** Valores de SD en dB de *Oligoplites refulgens* en los lances 2021L20, 2018L4 y 2018L8. El valor puntual de la media se encuentra representado con números en negro. En rojo y punteada el valor del umbral elegido para el filtro de SD.....67
- Figura 33.** Distribución de tallas del muestreo masivo de los lances 2021L22, 2018L4 y 2018L8, que correspondió a una captura de *Oligoplites refulgens* de 250, 3 y 8 kg, respectivamente.68
- Figura 34.** Valores mínimos, máximos, medianas y errores estándar de la desviación estándar (SD) en dB para cuatro especies de pelágicos menores, en el siguiente orden (de izquierda a derecha): *Engraulis mordax* (blanco), *Sardinops sagax* (beige), *Scomber japonicus* (gris claro) y *Oligoplites refulgens* (gris oscuro). La línea roja punteada representa el umbral de SD seleccionado como criterio de filtrado.69
- Figura 35.** Agregación de *E. mordax* (90%). Ejemplo de aplicación del filtro espacial de SD con tres diferentes valores de umbral. a) Valores originales de Sv de las agregaciones; b) valores de umbral en -55 dB; c) valores de umbral en -57 dB; d) valores de umbral de -60 dB.71
- Figura 36.** Aplicación del umbral en el filtro espacial de SD. De derecha a izquierda por cada lance, se observan los valores originales de *Sv dB re 1 m – 1*, la desviación estándar en dB y el filtro en un umbral de -60 dB, excepto en el lance 2013L17, en cuyo caso fue suficiente el valor de

umbral de -57 dB. Cada lance tiene las indicaciones sobre la captura en la parte superior derecha.	76
Figura 37. Los valores mínimos, máximos, mediana y errores estándar sobre la diferencia de frecuencias en $Sv\ dB\ re\ 1\ m - 1$, $\Delta MVBS\ 120\ kHz - MVBS\ 38\ kHz$, se encuentran representados en esta figura, en orden de izquierda a derecha: <i>E. mordax</i> (blanco), <i>S. sagax</i> (beige), <i>J. japonicus</i> (gris claro), <i>O. refulgens</i> (gris oscuro). La diferencia más amplia se encuentra en la especie <i>O. refulgens</i>	78
Figura 38. De izquierda a derecha se muestran los mapas de calor de los lances 2021L10, 2013L4 y 2016L7 (A, B y C, respectivamente), que corresponden a capturas de <i>Engraulis mordax</i> de 300, 350, y 41.5 kg, respectivamente. En porcentaje estas capturas representaron para esta especie el 100%, 100% y 95% (5% sardina monterrey) respectivamente. Estas figuras representan el intervalo sobre la diferencia de frecuencias en el eje horizontal y la sumatoria de las frecuencias en el eje vertical.	79
Figura 39. De izquierda a derecha se muestran los mapas de calor de los lances 2013L17, 2017L23 y 2017L18 (A, B y C, respectivamente), lo que corresponde a una captura de <i>Sardinops sagax</i> de 300, 350, y 41.5 kg. En porcentaje estas capturas representaron para esta especie el 100%, 99% (1% anchoveta) y 98% (2% <i>Scomber japonicus</i>), respectivamente. Estas figuras representan el intervalo sobre la diferencia de frecuencias en el eje horizontal y la sumatoria de las frecuencias en el eje vertical.	80
Figura 40. Se muestran los mapas de calor de los lances 2021L8, 2017L8, 2017L20, 2024L21 (A, B, C y D) que corresponden a capturas de <i>Scomber japonicus</i> de 11.5, 175, 140, 10 kg, respectivamente. En porcentaje estas capturas representaron para esta especie el 86% (13% <i>Sardinops sagax</i> y <i>Engraulis mordax</i>), 100%, 99% (1% sardina monterrey) y 100%, respectivamente. Estas figuras representan el intervalo sobre la diferencia de frecuencias en el eje horizontal y la sumatoria de las frecuencias en el eje vertical.	81
Figura 41. Se muestran los mapas de calor de los lances 2021L22, 2018L4 y 2018L8 (A, B y C) que corresponden a capturas de <i>Oligoplites refulgens</i> de 250, 3 y 8 kg, respectivamente. En porcentaje estas capturas representaron para esta especie el 100%, 95% (5% <i>Etremeus acuminatus</i>) y 100%, respectivamente. Estas figuras representan el intervalo sobre la diferencia de frecuencias en el eje horizontal y la sumatoria de las frecuencias en el eje vertical.	82
Figura 42. Mapa de calor que representa los lances 2021L10, 2013L4 y 2016L7 que corresponden a todas las capturas de <i>Engraulis mordax</i> . En el eje horizontal se encuentran los valores de la diferencia de frecuencias y la sumatoria de las frecuencias en el eje vertical.	83
Figura 43. Mapa de calor que representa los lances 2013L17, 2017L23 y 2017L18 que corresponden a todas las capturas de <i>Sardinops sagax</i> . En el eje horizontal se encuentran los valores de la diferencia de frecuencias y la sumatoria de las frecuencias en el eje vertical.	84
Figura 44. Se muestran los mapas de calor de los lances 2021L8, 2017L8, 2017L20, 2024L21 que corresponden a todas las capturas de <i>Scomber japonicus</i> . En el eje horizontal se encuentran los valores de la diferencia de frecuencias y la sumatoria de las frecuencias en el eje vertical.	85
Figura 45. Se muestran los mapas de calor de los lances 2021L22, 2018L4 y 2018L8 que corresponden a todas las capturas de <i>Oligoplites refulgens</i> . En el eje horizontal se encuentran los valores de la diferencia de frecuencias y la sumatoria de las frecuencias en el eje vertical.	86
Figura 46. Se muestran los valores para las cuatro especies utilizadas en este trabajo. En el eje horizontal se encuentran los valores de la diferencia de frecuencias y la sumatoria de las frecuencias en el eje vertical.	87

Figura 47. La distribución del sA sobre las cuales se aplicaron los métodos estadísticos, áreas uno a cinco. El área cuatro no está considerada debido a que no presentó ningún lance de pesca positivo para pelágicos menores.....	103
Figura 48. La distribución del sA sobre la cual se aplicaron los métodos estadísticos, área seis.	104
Figura 49. Los estadísticos bootstrap generados en cada una de las $R = 10,000$ repeticiones para el área uno y dos respectivamente.	105
Figura 50. Los estadísticos bootstrap generados en cada una de las $R = 10,000$ repeticiones, para las áreas tres y cinco, respectivamente.	106
Figura 51. Los estadísticos bootstrap generados en cada una de las $R = 10,000$ repeticiones en el área seis.....	107
Figura 52. Los diagramas de caja muestras una distribución fuertemente sesgada a la derecha, con una mediana cercana al límite inferior del rango intercuartílico. Los bigotes son desiguales, siendo el superior más largo, lo que sugiere una cola larga hacia valores altos. Se observan varios valores extremos (<i>outliers</i>) por encima del bigote superior, lo cual indica la presencia de datos inusualmente altos en la distribución. Estos valores pueden corresponder a eventos raros o agregaciones densas (en caso de datos biológicos o ecológicos, por ejemplo).	108
Figura 53. El área seis muestra una caja comprimida, lo que indica que los valores de sA están concentrados en cero. Muestra un número alto de valores elevados y alta variabilidad, con eventos puntuales de alta densidad acústica.	109
Figura 54. Histograma de la distribución logarítmica de valores sA correspondientes al área uno y dos. Gráfico de normalidad Q-Q.....	110
Figura 55. Histograma de la distribución logarítmica de valores sA correspondientes al área tres y cinco. Gráfico de normalidad Q-Q.....	111
Figura 56. Histograma de la distribución logarítmica de valores sA correspondientes al área seis. Gráfico de normalidad Q-Q.....	112
Figura 57. Especies que fueron registradas como captura incidental en los lances de muestreo de la campaña de pelágicos menores, realizado en la primavera de 2024, dentro del Golfo de California.	118
Figura 58. Distribución de tallas en el área uno, de <i>Engraulis mordax</i> , con una distribución unimodal en 59 mm.	121
Figura 59. Distribución de tallas en el área dos. En orden de izquierda a derecha: <i>Sardinops sagax</i> , <i>Engraulis mordax</i> , <i>Scomber japonicus</i> , <i>Oligoplites refulgens</i> . Con modas en 85, 224, 252, 86 mm, respectivamente.....	122
Figura 60. Distribución de tallas en el área tres. <i>Engraulis mordax</i> (derecha), con una distribución unimodal de 76 mm; <i>Oligoplites refulgens</i> (izquierda), con una moda en 144 mm.	123
Figura 61. Se presenta la sumatoria de las capas de ecointegración desde los 3 hasta los 203 m de profundidad; valores del coeficiente de dispersión del área Náutica (sA re $m2nmi - 2$), en las áreas uno (arriba) y dos (abajo), respectivamente.....	125
Figura 62. Se presenta la sumatoria de las capas de ecointegración desde los 3 hasta los 203 m de profundidad; valores del coeficiente de dispersión del área Náutica (sA re $m2nmi - 2$), en las áreas tres (arriba) y cuatro (abajo), respectivamente.	126
Figura 63. Se presenta la sumatoria de las capas de ecointegración desde los 3 hasta los 203 m de profundidad; valores del coeficiente de dispersión del área Náutica (sA re $m2nmi - 2$), en las áreas cinco (arriba) y seis (abajo), respectivamente.	127

Figura 64. Se presenta la sumatoria de las capas de eointegración desde los 3 hasta los 53 m de profundidad; valores del coeficiente de dispersión del área Náutica (sA re $m2nmi - 2$), en las áreas uno y dos, respectivamente.	128
Figura 65. Se presenta la sumatoria de las capas de eointegración desde los 3 hasta los 53 m de profundidad; valores del coeficiente de dispersión del área Náutica (sA re $m2nmi - 2$), en las áreas tres y cuatro, respectivamente.	129
Figura 66. Se presenta la sumatoria de las capas de eointegración desde los 3 hasta los 53 m de profundidad; valores del coeficiente de dispersión del área Náutica (sA re $m2nmi - 2$), en las áreas cinco y seis, respectivamente.	130
Figura 67. Se presenta la sumatoria de las capas de eointegración desde los 3 hasta los 250 m de profundidad; valores del coeficiente de dispersión del área Náutica (sA re $m2nmi - 2$), en toda el área de estudio.	131
Figura 68. Se presentan los valores estimados de biomasa con tres métodos estadísticos distintos (1) Boostrap en negro, (2) Pennington en azul, (3) Kappenman en rojo, para las especies <i>Engraulis mordax</i> y <i>Sardinops sagax</i> , respectivamente	139
Figura 69. Se presenta los valores estimados de biomasa con tres métodos estadísticos distintos (1) Boostrap en negro, (2) Pennington en azul, (3) Kappenman en rojo, para las especies <i>Scomber japonicus</i> y <i>Oligoplites refulgens</i>	140

Lista de tablas

Tabla 1. Combinaciones de frecuencias, duración de pulso y potencia en Watts que fueron calibradas para el barco BIPXI	29
Tabla 2. Principales configuraciones utilizadas en la ecosonda SIMRAD EK60 en las campañas de pelágicos menores en el Golfo de California, 2013-2024.	29
Tabla 3. Valores de b_{20} medidos en la frecuencia de 38 kHz que fueron utilizadas para las especies <i>Engraulis mordax</i> , <i>Sardinops sagax</i> , <i>Scomber japonicus</i> y <i>Oligoplites refulgens</i> , respectivamente, y la referencia correspondiente.	48
Tabla 4. Parámetros de la relación peso-longitud para las cuatro especies utilizadas en este estudio, estimadas con la información talla-peso correspondiente a las capturas de la temporada de pesca 2023/24	48
Tabla 5. Resultados del proceso de calibración en el sistema EK60 instalado a bordo del BIP XI, 2022 y 2023.	53
Tabla 6. Resultados del Análisis de Kruskal–Wallis para cardúmenes y regiones. Resultados por especie y en el complejo de especies.	58
Tabla 7. Resultados del Análisis de Varianza entre dos escalas de suavizado (19 x 19 & 11 x 3), para tres especies de pelágicos menores exportados en la frecuencia de 38 kHz.....	58
Tabla 8. Se resumen los valores de los intervalos en $\Delta MVBS$ (120 kHz – 38 kHz) y +MVBS en (dB), y (120 kHz + 38 kHz), por especie y como grupo de pelágicos menores (incluyendo todas las especies juntas).....	88
Tabla 9. Valores de biomasa acústica <i>NASC</i> por especie y como conjunto de especies, antes / después de la aplicación del filtro bi-frecuencia. La aplicación de los filtros se realizó en los lances de referencia.	89
Tabla 10. Resultados del test de normalidad en los valores transformados logarítmicamente de las áreas uno a las seis.....	113
Tabla 11. . Comparación de las medias del sA ($m2nmi - 2$) estimadas con cada uno de los métodos estadísticos: Bootstrap, Pennington y Kappenman.....	114
Tabla 12. Proporción acústica (<i>Pae</i>) aportada por especie en cada área, durante la campaña de pelágicos menores en el Golfo de California de 2024.....	115
Tabla 13. Valor promedio (\bar{x}), límite superior (LS) y límite inferior (LI) del sA ($m2nmi - 2$) para las especies <i>Engraulis mordax</i> , <i>Sardinops sagax</i> , <i>Scomber japonicus</i> , <i>Oligoplites refulgens</i> , obtenidos mediante los métodos estadísticos Bootstrap, Pennington y Kappenman.....	116
Tabla 14. Las tallas medias por especie y por área en la campaña de pelágicos menores de 2024, dentro del Golfo de California. Las especies fueron asignadas a las áreas donde fueron realizados los lances de pesca. Las tallas representan la LP en mm.	120
Tabla 15. Biomasa en toneladas y número de individuos por área y especie, incluyendo los intervalos inferior y superior. Utilizando el valor medio de sA del bootstrap.	133
Tabla 16. Biomasa en toneladas y número de individuos por área y especie, incluyendo los intervalos inferior y superior. Utilizando el estimador de Pennington para la media de sA	135
Tabla 17. Biomasa en toneladas y número de individuos por área y especie, incluyendo los intervalos inferior y superior. Utilizando el estimador de Kappenman para la media de sA	137

Glosario

Ángulo equivalente del haz (ψ). Se refiere al ángulo sólido en el vértice del haz cónico ideal que produciría la misma integral de eco que el transductor real cuando los objetivos se distribuyen aleatoriamente en el espacio (Simmonds y MacLennan, 2005). En la práctica podría definirse como una medida del ancho del volumen donde se desplaza la onda que generó el transductor, por lo tanto, considera las señales de todos los objetivos, incluidos los que vienen de los lóbulos laterales. En la mayoría de los transductores, la energía proyectada por los lóbulos laterales es muy poca, por esto se considera que afectan muy poco el valor de ψ .

Bi-frecuencia. En términos generales, cada señal acústica se genera por un ecosonda individual, el término “bi-frecuencia” se refiere a la información generada por dos ecosondas individuales o un ecosonda con dos unidades de procesamiento trabajando con dos frecuencias diferentes.

Calibración. En un ecosonda, la calibración es el proceso de determinar experimentalmente algunos parámetros como el valor de ganancia del transductor, y la corrección necesaria a la constante de S_v para armonizar las mediciones del NASC. Las mediciones se realizan utilizando un objetivo estándar cuyo eco acústico es conocido. A partir de ello, se ajustan las ganancias del sistema hasta obtener el valor de eco correcto para dicho objetivo. De esta manera, las mediciones pueden compararse entre diferentes dispositivos y campañas acústicas.

Sección de dispersión esférica (σ_{sp}). Es un concepto que representa la idea de que la intensidad es igualmente dispersada en todas las direcciones. Eso es cierto para objetivos muy pequeños. El significado físico es que representa el área que intercepta la potencia transmitida entre la potencia total de la onda dispersa. El factor 4π surge porque el área superficial de una esfera, $4\pi R^2$, se multiplica por la intensidad para obtener la potencia dispersada (Simmonds y MacLennan, 2005).

Coefficiente de retrodispersión por volumen (s_v). Cuando los objetivos individuales son muy pequeños y/o hay muchos objetivos en el volumen muestreado, sus ecos se combinan formando una señal continua con variaciones de amplitud. En ese caso, no es posible resolver objetivos individuales, por lo que esta medida se calcula sobre la sumatoria de la energía en un volumen dado (Simmonds y MacLennan, 2005). El valor del coeficiente de retrodispersión es independiente del volumen muestreado, dado que la ecuación ya considera la geometría del haz, la cual implica un aumento progresivo del volumen muestreado conforme aumenta la

profundidad, que al multiplicarlo por la resolución de la señal compensa este aumento de volumen durante la campaña.

Coefficiente de retrodispersión por área (s_a). Es una medida de la energía devuelta desde dos profundidades en la columna de agua, lo que llamaríamos “una capa”. Es adimensional porque es el producto de s_v y el espesor, pero por convención se utilizan las unidades m^2/m^2 para expresarse en términos de σ_{bs} (cuyas unidades son m^2) por la superficie de la capa (m^2) (Simmonds y MacLennan, 2005).

Coefficiente de dispersión por área náutica (s_A , NASC). Es la medida más común que expresa el s_a en términos del coeficiente esférico de dispersión (σ_{sp}) y la milla náutica (1852 m), escalando al valor de s_a con el factor $4\pi(1852)^2$. Esto permite graficar las grandes variaciones de las pequeñas cantidades de s_a manteniendo una escala lineal. Este valor es relevante porque en muchos programas de procesamiento es el resultado que se obtiene de la ecointegración.

Ecograma. Representa un corte bidimensional de la columna de agua (distancia en el eje x y profundidad en el eje y) y muestra cualquier objeto que disperse el sonido.

Escrutinio. Es el proceso de asignación de valores de retrodispersión acústica por categorías, que dependerán de los organismos más frecuentes en el área (ej. “mictófidos”; “pelágicos”). Esos valores acústicos se validan con muestreos biológicos.

Fisóstomo. Peces con una vejiga natatoria abierta, con un conducto (o conductos) hacia el exterior. En ellos, el volumen de la vejiga permanece más estable porque la pérdida de gas es lenta durante la migración vertical, inflando la vejiga tragando aire desde la superficie y desinflándola, liberando aire por la boca o el esófago. Ejemplo: las especies de la familia Clupeidae.

Fisoclisto. Los organismos con una vejiga natatoria cerrada, es decir sin conexión con el tracto digestivo, pueden presentar una glándula gasífera para la secreción de gases hacia la vejiga y un óvalo oclusible que permite la reabsorción de dichos gases hacia el torrente sanguíneo. Esta adaptación les permite regular el volumen de la vejiga natatoria sin necesidad de tragar aire. Sin embargo, el ajuste de flotabilidad mediante este mecanismo es relativamente lento, por lo que limita la velocidad de las migraciones verticales rápidas. Ejemplo: las especies de la familia Scombridae.

Frecuencia. El número de ciclos completos de una onda periódica por unidad de tiempo (Hz).

Fuerza del objetivo o del blanco (TS dB re 1 m²). Se refiere a la medición logarítmica de la proporción de la energía retrodispersada por el objeto.

Fuerza de retrodispersión por volumen (S_v dB re 1 m⁻¹). Es el equivalente logarítmico de la medición del coeficiente de retrodispersión por volumen. Cuando el S_v es promediado sobre un volumen muy grande, cubriendo un gran número de intervalos y pings, el S_v es llamado por sus siglas en inglés “MVBS” (*Mean Volumen backscattering strength*) (Simmonds y MacLennan, 2005).

Ganancia g(α, β). La relación de *i* valores de transmisiones de potencia eléctrica constante, de un transductor (ICES, 336). La ganancia de un transductor, *g*, es un valor adimensional que representa la eficiencia del transductor, se define como la relación de *i*(α, β) de un transductor real y un transductor omnidireccional, sin pérdidas, idealizado.

Ganancia cronovariable -Time- varied gain- (TVG). Es una función que le “compensa” al eco recibido, las pérdidas por dispersión y absorción de la señal que ocurren a través del tiempo y la distancia. El objetivo es garantizar que la misma densidad de peces produzca la misma señal en cualquier rango, por lo que esta “ganancia” va cambiando en el tiempo después de emitido el pulso.

Intensidad (I). Potencia transmitida a través de la unidad de área

Impedancia acústica (Z). La resistencia que presenta un medio a la propagación de ondas sonoras. Producto de la densidad del medio y la velocidad de la onda sonora ($Z = \rho c$).

Pulso acústico (ping). Es una emisión corta de sonido de alta frecuencia que resulta de la conversión de energía eléctrica en energía acústica por medio de un transductor (Rubio-Rodríguez *et al.*, 2018).

Proceso estacionario. Cuando la correlación espacial entre las observaciones depende solo de la distancia entre ellas se habla de un proceso estadístico estacionario. Es decir, cuanto más cerca estén las observaciones entre sí, mayor será la correlación esperada.

Ruido. Componente no deseado de una medida. El ruido ambiental depende de la frecuencia, por lo que ésta limitará inherentemente el rango utilizable del volumen de muestreo. Un instrumento en modo pasivo puede medir el ruido ambiental. Si la señal deseada se define

como todo el sonido transmitido retrodispersado sobre la superficie del transductor, entonces el ruido es todo lo demás (Korneliussen, 2000).

Sección transversal de retrodispersión (σ_{bs}). Se trata de la sección transversal del objeto detectado, perpendicular a la orientación de la onda incidente y sobre la que incide dicha onda. Se expresa en m^2 . Está relacionada con la TS mediante la relación $TS = 10 \cdot \log_{10}(\sigma_{bs})$.

1. INTRODUCCIÓN

Los peces pelágicos menores son organismos formadores de cardúmenes que tienen una función ecológica clave en los sistemas marinos, ya que representan un importante recurso alimenticio para numerosos depredadores superiores, como los peces pelágicos mayores, los peces demersales, las aves y mamíferos marinos (Cury y Bakun, 2000). Se alimentan por filtración, consumiendo pequeñas partículas, es decir, de plancton (vegetal y animal). Su posición trófica intermedia hace que sean componentes importantes del flujo de energía en el ecosistema (James, 1988), considerándose un puente energético entre el plancton y los depredadores superiores, incluida la megafauna carismática (Cury y Bakun, 2000; Fréon *et al.*, 2009). Poseen una distribución cosmopolita y abundan en las áreas de surgencia del mundo, sosteniendo las pesquerías más extensas. Según la (FAO, 2024), en términos económicos y sociales los pelágicos menores representan una fuente importante de proteína, ingresos y empleos, aportando alrededor del 25% de las capturas a nivel mundial. Es por esto, que conocer el tamaño de las poblaciones de pelágicos menores es un tema de especial relevancia. En el contexto del manejo pesquero, contar con series históricas de abundancia en el proceso de toma de decisiones puede ser crucial, mientras que, para los ecólogos marinos, la acústica pesquera es una herramienta en el estudio de patrones espaciales y temporales de distribución y abundancia, las interacciones depredador-presa y la dinámica de la red trófica.

Las evaluaciones acústicas son parte importante de la rutina de manejo de las pesquerías en todo el mundo, constituyendo el método más utilizado para estimar la distribución y la biomasa de peces pelágicos menores (Simmonds y MacLennan, 2005). En el caso de México, la pesquería de pelágicos menores en el Golfo de California se evalúa anualmente con métodos acústicos desde 2008. Los estudios realizados consideran las recomendaciones y procedimientos propuestos por el Consejo Internacional para la Exploración del Mar, en cuanto al tipo y número de transectos utilizados, la disponibilidad en tiempo y espacio de las especies evaluadas, así como la temporada más adecuada para cumplir con los objetivos de los estudios (Simmonds *et al.*, 1992).

Para evitar que objetivos de baja densidad contribuyan en alguna medida a las estimaciones de la biomasa total, se intenta excluir el ruido ambiental y el plancton aplicando un umbral empírico de -47 dB aplicados en la frecuencia de 38 kHz. El resultado final de biomasa podría dejar fuera existencias del recurso por estar cerca o debajo el umbral elegido. En estas evaluaciones de biomasa se ha seguido la metodología estándar publicada por Simmonds y MacLennan (2005), la cual considera el promedio aritmético de todas las observaciones de la campaña como una estimación insesgada de la densidad media que se puede aplicar a toda el área de estudio. Es un hecho que las densidades de organismos observadas durante un crucero de investigación son altamente variables, cambiando desde valores muy bajos hasta las densidades de alta concentración, incluyendo secuencias de ceros consecutivos que corresponden al recorrido de zonas extensas de agua sin agregaciones de organismos, esta variabilidad observada en el campo debe incluirse en el cálculo de la abundancia (MacLennan, 1990). En el caso particular de los pelágicos menores, las tendencias de su distribución suelen estar subordinadas a la variabilidad del entorno (Fréon *et al.*, 2009); cuando la distribución de los organismos no es homogénea, ni su distribución es al azar, el promedio aritmético, aunque sea insesgado no es necesariamente el mejor estimador, es decir, podría ser muy diferente de la densidad media de la población (Zwolinski *et al.*, 2009). Es por esta razón, que la multiplicación del promedio aritmético por el área no necesariamente contempla la incertidumbre, expresada como la varianza de la biomasa y el error de muestreo en los datos de campo. Incluso algunos autores consideran que la falta de aleatoriedad en el diseño del muestreo afecta la precisión de la estimación de la abundancia (Rivoirard *et al.*, 2000; Walline, 2007), dado que las muestras pueden no ser independientes como consecuencia de la distribución espacial de los cardúmenes, cuya variabilidad ocurre en un espacio bidimensional (es decir, con dimensiones de “largo” y “ancho”), así como al método secuencial de recolección de datos a lo largo de un transecto (Simmonds y MacLennan, 2005).

En este contexto, la presente tesis se orienta a validar dos umbrales a partir de cardúmenes monoespecíficos de cuatro especies de pelágicos menores que habitan el Golfo de California. Además, determinar el efecto en la abundancia de la densidad media debido a la influencia del tipo de distribución de densidad probabilística observada en los valores del coeficiente de dispersión (NASC). La tesis se estructura con los antecedentes de la pesquería de pelágicos menores, los principios de la acústica y de los métodos estadísticos utilizados en la estimación de

abundancia. Posteriormente se presenta la justificación, hipótesis y objetivos del estudio, metodologías utilizadas y los resultados obtenidos, incluyendo el desempeño de los filtros y estimadores estadísticos evaluados. Finalmente se discuten las implicaciones metodológicas y estadísticas en relación con la incertidumbre de las estimaciones acústicas y se presentan las conclusiones del estudio.

2. ANTECEDENTES

2.1 La pesquería de pelágicos menores en México

En México, la pesquería de pelágicos menores es considerada la más importante a nivel nacional por sus volúmenes de captura, ya que en términos de peso desembarcado representa la proporción más alta (entre el 35% y 50%) de las capturas de las pesquerías mexicanas (SAGARPA, 2003, 2008, 2009). La temporada de pesca comprende un ciclo anual de octubre a septiembre, en la que la flota realiza la mayor parte de sus capturas en la parte central y a lo largo de la costa oriental del Golfo de California (Lluch-Belda *et al.*, 1986), siguiendo las migraciones de las poblaciones de sardina hacia el sur en el invierno y primavera, y después hacia el norte desde el fin de la primavera y el verano.

Aunque la especie objetivo de la pesquería es la sardina monterrey (*Sardinops sagax*), es considerada una pesquería multiespecífica, ya que también incide en el complejo sardina crinuda (*Opisthonema libertate*, *O. bulleri* y *O. medirastre*), sardina japonesa (*Etrumeus acuminatus*), sardina bocona (*Cetengraulis mysticetus*), sardina piña (*Oligoplites refulgens*), macarela (*Scomber japonicus*), charrito (*Trachurus symmetricus*) y anchoveta (*Engraulis mordax*). La composición de capturas es variable por puerto: i) Ensenada (Baja California): anchoveta, macarela, sardina monterrey y charrito; ii) Puerto San Carlos (Baja California Sur): sardina monterrey, sardina crinuda, macarela y bocona; iii) Guaymas y Yavaros (Sonora): sardina crinuda, macarela, sardina monterrey, bocona, anchoveta, japonesa y sardina piña; y iv) Mazatlán (Sinaloa): sardina crinuda (las tres especies) y sardina bocona (CNP, 2017) (Fig. 1).

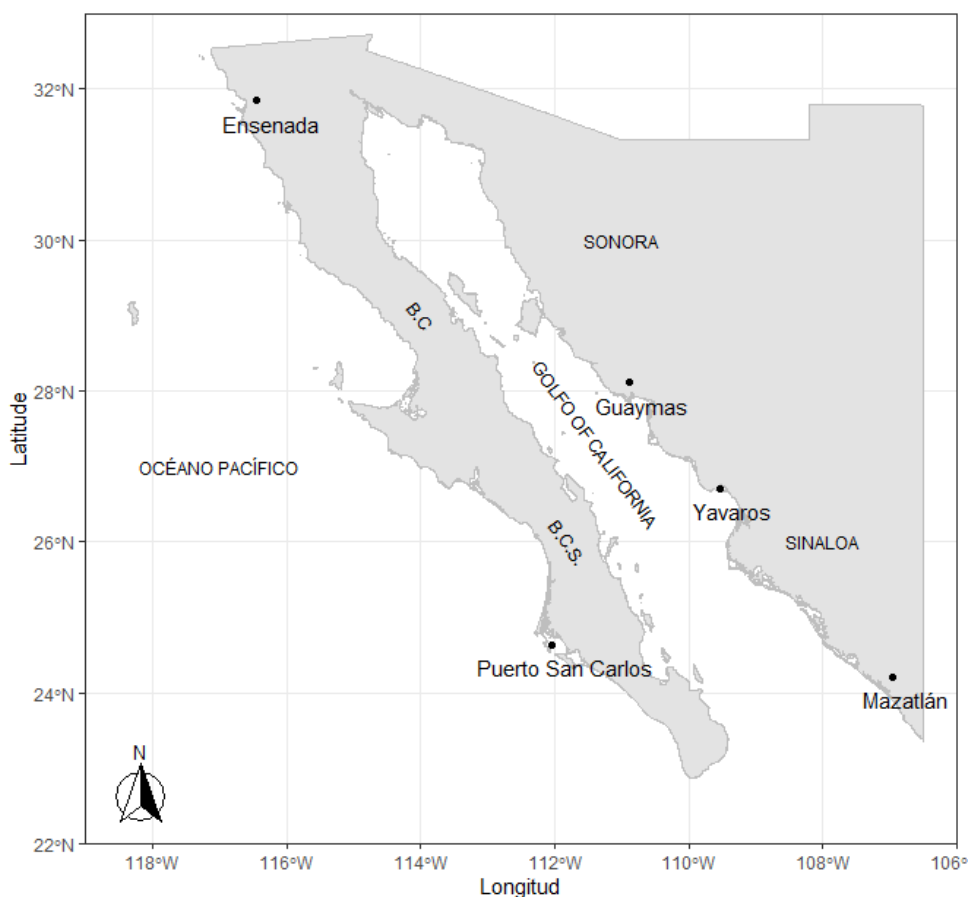


Figura 1. Puertos principales en el Noroeste de México, donde se descargan capturas de pelágicos menores. En la península de Baja California: Ensenada y Puerto San Carlos. En Sonora: Guaymas y Yavaros. En Sinaloa: Mazatlán.

2.1.1 Desarrollo de la pesquería de sardina del Golfo de California

Las capturas de la pesquería han fluctuado a lo largo del tiempo, distinguiéndose cinco etapas: (1) la fase de exploración que se dio entre 1975/76; (2) de desarrollo en 1981/82; (3) una fase de estabilización en 1988/89. Durante estas tres primeras etapas las descargas de sardina Monterrey crecieron de 11,500 t hasta 294,000 t. Después vino un (4) descenso pronunciado en 1992/93 (capturas alrededor de 7,000 t); y (5) una fase de recuperación hasta 1996/97 (capturas de hasta 215,000 t). En épocas más recientes, se incrementaron las capturas hasta casi 530,000 t durante 2008, 2009 y 2010 (Nevárez-Martínez *et al.*, 2019), mientras que en la temporada de pesca 2020/21, se registró una captura de 612,514 t, lo que constituye un nuevo máximo histórico en la pesquería. La sardina monterrey tuvo el mayor aporte con 40.8% (250,009 t). El estado de

Sonora es uno de los principales productores aportando más del 50% de las capturas a nivel nacional (DOF, 2018).

La actividad se encuentra regulada en el marco de la norma oficial mexicana NOM-003-SAG/PESCA-2018 (CONAPESCA, 2019), en el Plan de Manejo Pesquero para la Pesquería de Pelágicos Menores (DOF, 2023) y en la Carta Nacional Pesquera (DOF, 2022), donde se estipula que las evaluaciones periódicas de biomasa deberán ser realizadas una vez al año con información independiente de la pesquería, al menos para las especies manejadas con un enfoque activo como la sardina monterrey, el complejo de sardina crinuda y la macarela; recomendando la utilización de métodos acústicos (DOF, 2012).

2.2 Principios y generalidades de la acústica pesquera

Existe gran variedad de ecosondas utilizadas en aplicaciones pesqueras. El sistema Simrad EK60 funciona a través de un acople entre uno o más transductores, cada uno conectado a un Transceptor de Propósito General (GPT, por las siglas en inglés de *General Purpose Transceiver*). En las aplicaciones pesqueras, las frecuencias mayormente utilizadas son: 38 kHz, 70 kHz, 120 kHz, 200 kHz y 420 kHz (Simmonds y MacLennan, 2005) (Fig. 2). Por lo general, los transductores se montan en el casco o en una quilla retráctil en los modernos barcos de investigación, o se montan de manera no permanente en los costados de embarcaciones menores.

Los transductores están contruidos como arreglos de material piezoeléctrico, cuya principal propiedad es generar energía eléctrica cuando se someten a un esfuerzo mecánico, que será proporcional al esfuerzo aplicado. Cuando se aplica presión en el material piezoeléctrico, éste se expande y se contrae, lo que genera un voltaje y el efecto es reversible. Debido a esta propiedad, el transductor puede llevar a cabo dos funciones. Primero, convertir la energía eléctrica proveniente del GPT en un pulso sonoro, comúnmente llamado ping, el cual es proyectado en un haz direccional que se propaga a manera de ondas a través de la columna de agua, alejándose de la fuente. La segunda función del transductor es convertir nuevamente, la energía de los ecos que retornan en energía eléctrica (Urick, 1967).

Cuando los objetos que se encuentran en la columna de agua son alcanzados por una onda sonora, parte de la energía incidente se dispersa, generando ondas que se propagan en todas las

direcciones alejándose del objetivo, mientras que otra parte de la energía se refleja, limitándose a una dirección tal que los frentes de onda incidente y reflejada forman el mismo ángulo con respecto a la superficie. Conforme la onda incidente continúa propagándose, la amplitud (forma del pulso) se distorsiona por la adición de un componente que se propaga en la misma dirección que la onda incidente, llamado dispersión frontal. Esta dispersión genera el eco (en acústica se conoce como “*backscatter*”, en español: retrodispersión), que viaja de vuelta hacia la cara del transductor. Todos los objetos en la columna de agua generarán retrodispersión, debido a su impedancia acústica (Z) (Gastauer *et al.*, 2017). Un pez con vejiga natatoria tiene una gran impedancia acústica (Foote, 1980) y, por lo tanto, tiene una gran área reflectante (denominada sección transversal de retrodispersión, σ_{bs} , que se mostrará como un eco más grande en la pantalla, mientras que el plancton y otros organismos tienen una impedancia acústica mucho más baja, y su representación visual será en consecuencia más pequeña. Los ecogramas son la representación visual continua de los ecos registrados bidimensionalmente en distancia (eje x) y profundidad (eje y); la escala de colores está definida por la intensidad de retrodispersión conocido como la fuerza de retrodispersión por volumen el S_v (dB re a $1 m^{-1}$) donde cada píxel representa la cantidad promedio de sección transversal de intensidad de retrodispersión (σ_{bs} , re m^2), en un volumen de agua de $1 m^2$ (Fig. 3).

La señal acústica emitida por el transductor es direccional, adoptando la forma del lóbulo principal y los lóbulos laterales (de menor intensidad) (Fig. 4a). El volumen insonificado por el lóbulo principal toma la forma de un cono, conocido como haz acústico. El volumen y el ancho del haz están subordinados al arreglo piezoeléctrico, el tamaño del transductor y su frecuencia. En las aplicaciones pesqueras, las frecuencias mayormente utilizadas son 38 kHz, 70 kHz, 120 kHz, 200 kHz y 420 kHz (Simmonds y MacLennan, 2005). Todas las medidas de un patrón de haz se escalarán de manera consistente (Fig. 4a). Si se conoce (o se mide) el ancho del haz para una forma determinada de transductor, podemos determinar el tamaño efectivo del transductor y otros parámetros (Butler y Sherman, 2016). A medida que la onda sonora se aleja del transductor, se extienden sobre un área más grande (Fig. 4b), ya que la energía total de la transmisión es fija, la intensidad disminuye a medida que se propaga la onda.

En la región inmediata del transductor, conocida como campo cercano, los frentes de onda producidos por los elementos piezoeléctricos no son paralelos, lo que ocasiona que la intensidad varíe rápidamente con la distancia de manera oscilatoria. Una vez que los frentes de onda son casi paralelos, el haz se forma correctamente, alcanzando lo que se conoce como el campo lejano. En este punto, la intensidad I varía en función de la distancia R y puede ser calculada de acuerdo con la relación:

$$I = I_0/R^2 \quad (1)$$

En las mediciones acústicas que dependen de la suposición de condiciones de campo lejano, es importante considerar que la transición de las condiciones de campo cercano a las de campo lejano ocurre gradualmente.

La ubicación de los objetos dentro del haz se puede resolver con mayor precisión en las ecosondas de haz dividido (*split beam*), que tienen elementos emisores y receptores divididos en cuatro o tres sectores. Estas ecosondas generan datos con los valores de energía retrodispersada y los ángulos transversales y longitudinales, calculados por la diferencia de fase y la diferencia de tiempo de llegada para la señal recibida por cada uno de los sectores de la cara del transductor para cada ping. El desplazamiento de los elementos en los sectores del transductor permite detectar la posición del objetivo dentro del haz. La intensidad o fuerza de la señal recibida proporciona información sobre la densidad o, en el caso de objetivos individuales, el tamaño y el tipo del objeto dispersor (Gastauer, 2017). De manera general, en las evaluaciones de densidad, la retrodispersión de la señal se normaliza al volumen de observación dependiente del rango, lo que da como resultado el coeficiente de retrodispersión por volumen $s_v \text{ m}^{-1}$, que proporciona indicaciones sobre el tipo de objetivo y el comportamiento.

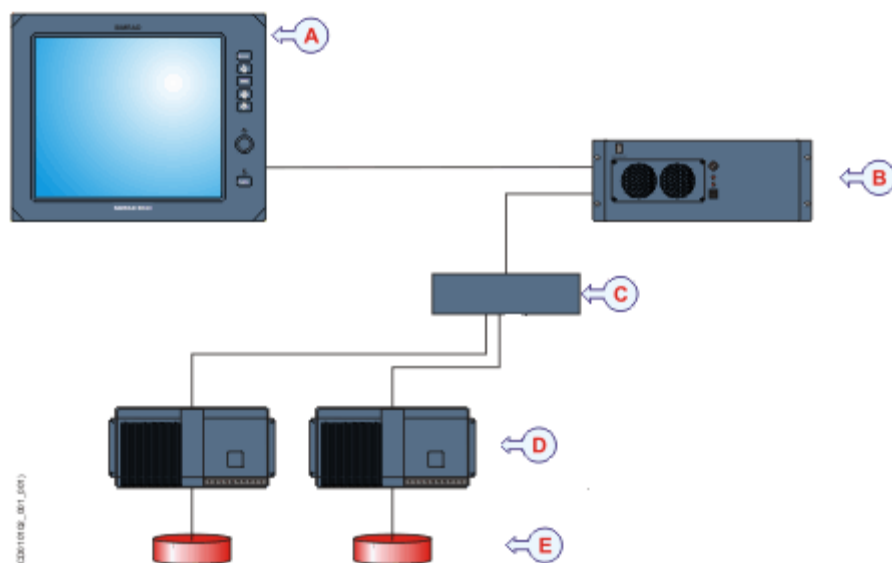


Figura 2. Sistema general SIMRAD EK60 con dos transductores; (A y B) equipo de cómputo; (C) concentrador ethernet; (D) GPT's; (E) Transductores (en este caso 38 y 120 kHz). Tomado de Myriax (2015).

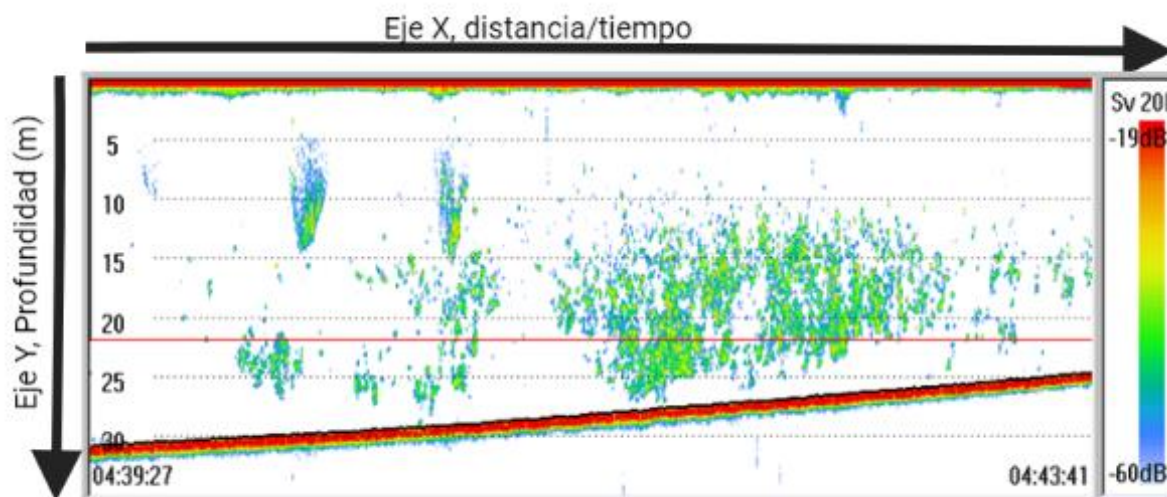


Figura 3. Ecograma. Dirección de los registros (flecha negra superior), línea gruesa (rojo) en la parte inferior representa el fondo, separado de la columna de agua por la línea negra. El color del pixel indica los valores de la fuerza de retrodispersión en dB. Las líneas punteadas horizontales representan la profundidad en intervalos de 5 m.

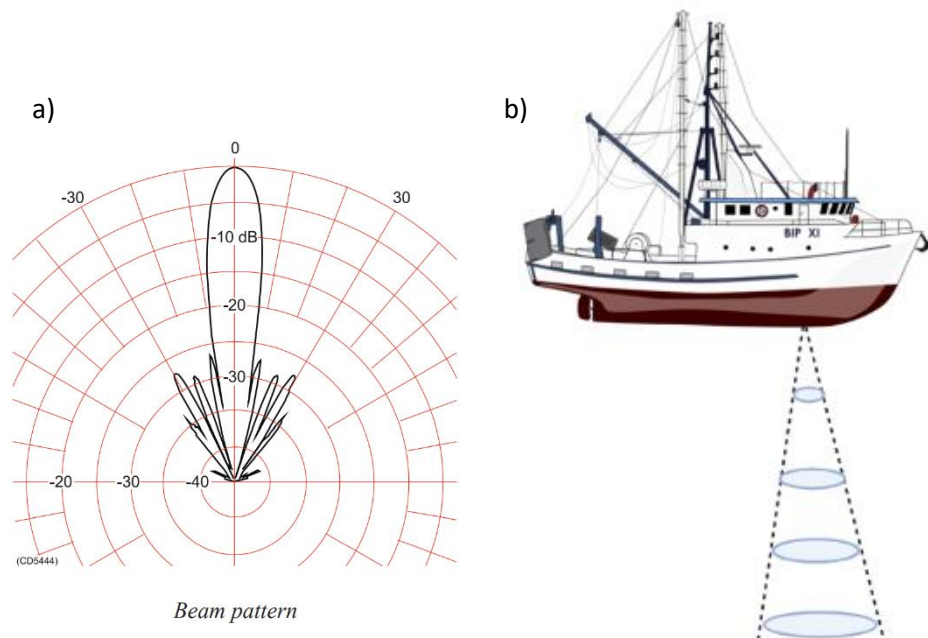


Figura 4. a) Diagrama del haz para la frecuencia de 120 kHz. En medio, lóbulo principal, costados: lóbulos secundarios (SIMRAD, 2015). b) Propagación de una onda acústica, la dispersión esférica reduce la intensidad a grandes distancias.

2.3 Calibración de ecosonda científica

La calibración es un ejercicio realizado para determinar el valor correcto de la lectura de escala de un instrumento, mediante medición o comparación con un estándar. En el caso de los instrumentos acústicos, el "valor correcto" se refiere a la sección transversal de retrodispersión (σ_{bs}) de los objetivos en el haz del transductor, y el valor "estándar" se refiere a la salida correspondiente de la ecosonda con la esfera de calibración. Las calibraciones de instrumentos acústicos estiman la exactitud (error sistemático) y la precisión (error aleatorio) en los procesos de transducción y medición de las señales eléctricas resultantes (Simmonds y MacLennan, 2005). Cada paso del procesamiento de señales, desde la generación hasta la digitalización, puede afectar la calibración del sistema. Pero no significa que cada proceso deba calibrarse de forma independiente; generalmente es más preciso y eficiente calibrar todo el sistema al mismo tiempo (Demer *et al.*, 2015). La calibración cuidadosa de los instrumentos acústicos representa el control de calidad de las campañas acústicas, lo que es crucial para estimaciones confiables. Si la calibración es incorrecta, el estimado de abundancia será consistentemente diferente del valor verdadero (Simmonds y MacLennan, 2005).

2.3.1 Calibración con esfera

En una calibración con esfera, se mide el rendimiento general de una ecosonda, utilizando la previamente calculada, sección transversal de retrodispersión de una esfera sólida (σ_{bs} *re* m^2). El resultado se utiliza para ajustar la ecosonda, modificando la ganancia (g_0) y el factor de corrección de atenuación ($s_{a\ corr}$), para optimizar la precisión de las mediciones acústicas de σ_{bs} y el coeficiente de retrodispersión por volumen $s_v\ m^{-1}$ también conocida como fuerza de retrodispersión por volumen $S_v\ dB\ re\ m^{-1}$ (Demer *et al.*, 2015). Además de proporcionar estas estimaciones, el método de calibración con esfera proporciona una verificación de las características del patrón de haz. La calibración consiste en colocar una esfera de carburo de tungsteno con un σ_{bs} conocido, debajo del haz del transductor y registrar el eco recibido por la ecosonda (Fig. 5). La esfera se mueve por todo el haz acústico para medir su variación de sensibilidad a lo largo de la directividad del haz, $d(\alpha, \beta)$. Es importante obtener datos cuando la esfera se encuentra en el centro del haz acústico (es decir, el eje de máxima sensibilidad, ver Fig. 4a) donde el eco de la esfera es más fuerte, ya que estas medidas se usan para estimar g_0 y $s_{a\ corr}$ (Demer *et al.*, 2015). La calibración debe hacerse para cada combinación de frecuencia- duración de pulso-Watts de potencia, que son utilizadas durante las campañas de prospección, y no son intercambiables entre ellas.

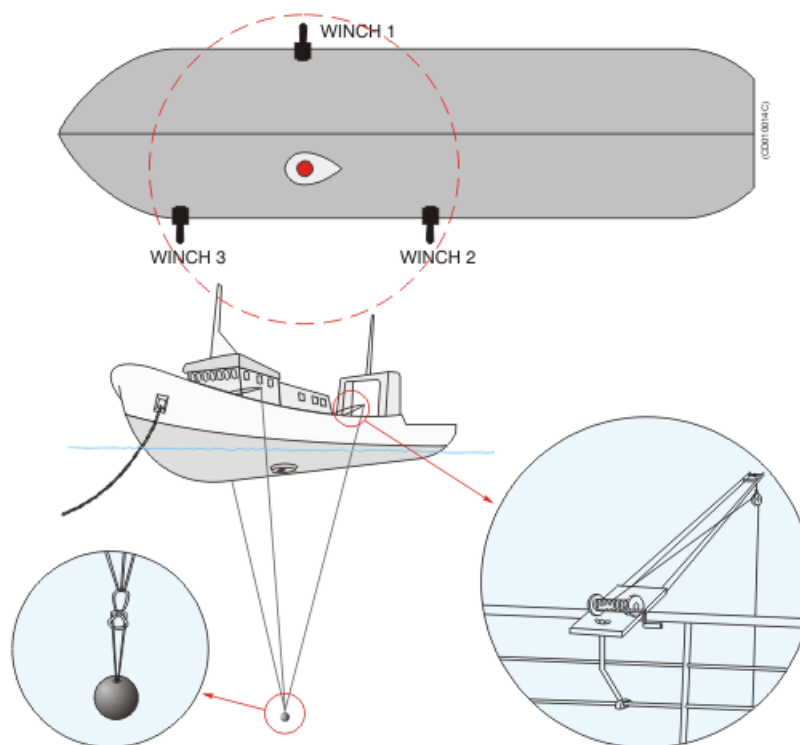


Figura 5. Vista esquemática de la posición de la esfera durante la calibración MiriAx (2015).

La esfera es suspendida por debajo del transductor, sostenida con tres líneas de nylon de monofilamento a una distancia que puede variar según la zona donde se realice el experimento. Cuando la esfera es visualizada en el centro del transductor, las líneas de monofilamento se mueven para que la esfera se desplace hacia todos los cuadrantes del transductor y sea medida en todo el patrón del haz (Fig. 6).

2.4 Los lances de pesca de identificación

Los lances de pesca tienen la función de obtener muestras biológicas para conocer la composición de especies observadas durante la prospección y determinar el sexo, edad o estado de madurez, tamaño de las especies de interés. Esta información suele usarse durante los cálculos de la abundancia para dividir la energía de los ecos por talla y especie. Por otra parte, si el tamaño de la muestra del lance de referencia es demasiado pequeño, entonces las capturas de otro lance son usadas como alternativa (Doray et al., 2014); solo queda decidir a qué distancia de la posición de captura la muestra debe considerarse como representativa, lo cual no es un asunto trivial.

Hay otras consideraciones en cuanto a los lances de pesca; lo más importante es que el tamaño y la composición por especies de la captura deben ser representativos de la población de peces en el área, lo cual ya de por sí depende de la presencia y de la selectividad de la red. Es por esto que se espera que el arte de pesca tenga la misma eficiencia en la captura de peces de diferentes especies y tamaños, es decir, que sea no selectivo (Simmonds y MacLennan, 2005). Esto es complicado, todas las redes de arrastre muestran algún sesgo en el muestreo del tamaño real y la composición por especies, porque precisamente las artes de pesca son selectivas hasta cierto punto, incluso en algunos casos depende del comportamiento de los peces. Si bien una red de arrastre más grande puede capturar peces a baja velocidad, si la velocidad del lance es demasiado baja, los peces más grandes (que pueden nadar más rápido) pueden escapar de la red, mientras que los más pequeños se capturan con mayor eficiencia; en ocasiones los peces pequeños, incapaces de nadar para evitar las alas de la red, se pierden al pasar a través de las mallas. Los peces grandes pueden nadar fácilmente con la red o pueden escapar nadando a gran velocidad, escapando por encima de la relinga superior o por debajo de la inferior.

En muchos casos, se cree que la red es la principal fuente de error de las estimaciones acústicas divididas por especies y grupos de tamaño (Hysten *et al.*, 1986). La pesca con más de un tipo de arte puede proporcionar información útil, en particular las redes de arrastre pelágicas y demersales, sin embargo, la interpretación de los datos puede ser difícil ya que los artes de pesca no darán resultados directamente comparables. Aun considerando estos detalles, según Simmonds *et al.* (2005) las redes de arrastre proporcionan el mejor método disponible para obtener estimaciones relativamente imparciales de la composición por especies y tamaños en un área de especies mixtas, pero los datos siempre deben usarse con precaución, gracias a esta información es posible calcular la abundancia de forma independiente para cada especie de la que se obtengan datos previa división y escrutinio de los ecogramas.

2.5 Del s_v a la abundancia de peces

De acuerdo con el principio de linealidad propuesto por (Foote, 1983), el promedio de los coeficientes de retrodispersión por volumen (s_v m^{-1}) está relacionado linealmente con la densidad de las agregaciones de peces o plancton que se observan en los ecogramas. Las ecosondas recopilan los datos como fuerza de retrodispersión por volumen S_v y la densidad

numérica se puede estimar dividiendo el S_v de una agregación de especies objetivo, entre la sección transversal de retrodispersión (σ_{bs} m^2) de un individuo representativo (Ehrenberg, 1972). El s_v es integrado en un rango de profundidad dado (una capa que se limita por un valor inferior y superior), dando como resultado el coeficiente de retrodispersión por área ($s_a = \int_{z_1}^{z_2} s_v dz$). El s_a (también conocido como ABS), convencionalmente se escala a una milla náutica, cambiando de nombre a coeficiente de dispersión del área náutica (s_A $m^2 nmi^{-2}$), también conocido como NASC, el cual es quizá el resultado más relevante en la acústica pesquera, ya que es la medida por convención mayormente utilizada para estimar la densidad promedio de peces, y es el resultado principal de todos los softwares de procesamiento de datos. Este valor es después multiplicado por el área donde se llevó a cabo el muestreo, para obtener la abundancia total. Los símbolos de algunas cantidades acústicas pueden resultar confusos, ya los valores pueden intercambiar sus versiones lineales a logarítmicas o viceversa, cuando sea necesario. Por ejemplo, el s_v m^{-1} puede ser expresado en su versión logarítmica como “fuerza de retrodispersión por volumen”, $S_v = 10 \log_{10}(s_v)$. La expresión $TS = 10 \log_{10}(\sigma_{bs})$ describe las mismas características físicas que el σ_{bs} , pero en su versión logarítmica. Mientras que el s_A dB re $m^2 nmi^{-2}$, también puede ser expresado logarítmicamente como “fuerza de dispersión del área náutica”, $S_A = 10 \log_{10}(s_A) \text{ dB re } 1 (m^2 nmi^{-2})$; los números transformados logarítmicamente son más fáciles de comparar y trabajar, en algunos trabajos estos se utilizan por sobre la expresión lineal de las cantidades acústicas. Escrutinio de los ecogramas: discriminación de cardúmenes y agregaciones.

Los estudios acústicos para estimar la biomasa requieren que el sonido retrodispersado por el recurso de interés pueda identificarse, y por lo tanto distinguirse de todos los demás tipos de retrodispersión que se encuentran en la columna de agua, por ejemplo, la “contaminación” de los datos por los enjambres de plancton, al mezclarse con los cardúmenes de pelágicos menores suele ser un problema frecuente, pero no el único. El escrutinio es el proceso de interpretar visualmente un ecograma, y seleccionar la retrodispersión de un grupo de especies. Estas técnicas, además de consumir mucho tiempo, pueden dar lugar a variaciones considerables de las estimaciones de biomasa en relación con los criterios utilizados (Tsagarakis *et al.*, 2015). La capacidad de discriminar acústicamente entre taxones sigue siendo escasa y funciona mejor en ecosistemas templados de baja diversidad, con unos pocos grupos bien definidos y acústicamente

distintos. Cuando la retrodispersión de una especie es dominante, la clasificación es relativamente sencilla (Korneliussen *et al.*, 2009). En ecosistemas tropicales de múltiples especies, la retrodispersión acústica total es la suma de ecos de diferentes especies que componen la agregación, si la retrodispersión de múltiples especies no se puede resolver y es similar en fuerza, la clasificación es un asunto, si no imposible, sí difícil (Campanella y Taylor, 2016; S. Gastauer *et al.*, 2017; Korneliussen *et al.*, 2016).

En teoría, cualquier grupo de dispersión acústica se puede discriminar de otros organismos, utilizando sus propiedades acústicas y su dependencia teórica a diferentes frecuencias (Kloser y Horne, 2003; Logerwell y Wilson, 2004; Mosteiro *et al.*, 2004; Simmonds y MacLennan, 2005), por lo que, existen bastantes técnicas de clasificación de ecogramas: (1) Las clasificaciones visuales, que agrupan datos en grupos de dispersores comunes. Por ejemplo, la clasificación de organismos demersales por su posición de la columna de agua, muy distinta de una agrupación de peces pelágicos distribuidos cerca de la superficie, sin embargo, estos procedimientos suelen ser subjetivos y a veces difíciles de describir (Watkins y Brierley, 2002). (2) herramientas automatizadas o asistidas por computadora, que se basan principalmente en las morfologías de las agregaciones y clasificadores probabilísticos de cardúmenes (Fablet *et al.*, 2009; Lawson *et al.*, 2001; LeFeuvre *et al.*, 2000), como análisis de componentes principales, análisis de agrupamiento (Gastauer *et al.*, 2017), redes neuronales (Peña *et al.*, 2018), bosques aleatorios (Fallon *et al.*, 2016; Mannocci *et al.*, 2021), y diferentes tipos de árboles de clasificación (Fernandes, 2009). (3) Clasificación con base en similitudes entre los ecogramas para inferir las proporciones de las especies directamente a partir de las proporciones conocidas en los sitios de arrastre (Fablet *et al.*, 2009), generalmente los muestreos recurrentes con redes, cámaras u otras formas de muestreo físico mejoran este proceso (Fernandes *et al.*, 2016). (4) La clasificación de los organismos en grupos funcionales de dispersores de acuerdo con sus respuestas teóricas de frecuencia se han vuelto más relevantes en la literatura, y se aborda con detalle en el punto 2.6.1. Cualquier método que se utilice, o incluso la combinación de ellos, es importante considerar que las especies y las clases de tamaño estimadas a partir del muestreo pueden corresponder a las especies que dominan el medio ambiente, pero es posible que no dominen la dispersión acústica. Para algunos autores todavía es necesaria mayor investigación para desarrollar más métodos para

estimar la proporción de especies en los datos acústicos (Fablet *et al.*, 2009; Korneliussen *et al.*, 2008).

2.5.1 Respuesta multifrecuencia

La retrodispersión de la energía acústica emitida por la ecosonda, surge del contraste de impedancia acústica entre los organismos y el agua de mar. La impedancia de cada organismo se encuentra en función de las propiedades físicas de su cuerpo (la velocidad del sonido *en* el organismo, su tamaño y densidad). A la dependencia que tiene la energía de retrodispersión acústica con la impedancia acústica de los organismos, en particular alrededor de la frecuencia de resonancia, se le conoce como respuesta de frecuencia (Simmonds y MacLennan, 2005).

Existe una amplia gama de enfoques que utilizan la diferencia de la fuerza de retrodispersión de volumen o $\Delta MVBS$ en múltiples frecuencias (es decir, la respuesta de frecuencia relativa) para mejorar la identificación acústica de especies (Ballón *et al.*, 2011; Lavery *et al.*, 2010; Madureira *et al.*, 1993; Murase *et al.*, 2009; Salvetat *et al.*, 2022). Al usar herramientas multifrecuencia o bifrecuencia, se asume que ciertas características de los peces pueden proporcionar información suficiente para discriminarlos, incluyendo su propia distribución de frecuencias por efecto de su fuerza del blanco acústico ("*target strength*") (Simmonds y MacLennan., 2005). Sin embargo, una agregación mixta que tiene una pequeña proporción de peces con vejiga natatoria puede dominar la retrodispersión en 38 kHz incluso si no dominan la biomasa o la densidad numérica (McClatchie y Coombs, 2005). Es por ello que debe considerarse tanto la abundancia de organismos como sus propiedades de dispersión.

2.6 El diseño de muestreo y la varianza de la abundancia

La provisión del consejo científico para que la incertidumbre de los índices independientes de la pesquería sea identificada y cuantificada, es un requisito que se está convirtiendo poco a poco en un estándar en la evaluación de pesquerías bajo el enfoque del principio precautorio; en acústica, el rango de estimadores para la varianza global de la abundancia estimada es considerable y en la literatura no existe un consenso sobre el mejor enfoque, ya que no es un problema sencillo. Influyendo sobre las estimaciones de abundancia y biomasa, se conjuga la incertidumbre de

varios tipos de datos: la retrodispersión acústica, la estructura de tallas, el peso y composición de la captura.

Las campañas de prospección en el Golfo de California se realizan en la misma época cada año y el muestreo se realiza solo durante la noche, por lo que, si existieran algunos de los errores sistemáticos asociados con el comportamiento de los peces, puede decirse que la fuente de variabilidad es constante entre años. Para Woillez *et al.* (2009) las incertidumbres asociadas con cada tipo de datos y las relaciones funcionales entre variables, deben evaluarse y combinarse, pero dada la dificultad de cuantificar y combinar la mayoría de los componentes anteriores, la varianza de las estimaciones acústicas tradicionalmente se ha basado únicamente en la varianza del muestreo acústico, identificando como principal fuente de error la variabilidad temporal o espacial, es por ello que no existe una respuesta completa a la pregunta: ¿cómo estimar correctamente la varianza de la estimación de abundancia?

2.6.1 Bootstrap, Pennington, Kappenman

Los datos acústicos muestran distribuciones con sesgo positivo, por presentar valores excesivamente altos en comparación con el resto, lo que puede desviar el promedio aritmético observado y convertirlo en una estimación poco informativa (Rivoirard *et al.*, 2000). Por otro lado, también muestran distribuciones con una excesiva cantidad de ceros, lo que también afecta la estimación de la media aritmética (Rivoirard *et al.*, 2000). Ambos escenarios pueden presentarse simultáneamente.

El estimador de Pennington incorpora la distribución delta y la distribución lognormal en un nuevo estimador, útil para estimar media y varianza de datos marinos altamente asimétricos (Pennington, 1986). La propuesta de Pennington se basa en el producto de dos componentes independientes: la probabilidad de observaciones no nulas asociada con la probabilidad de lances pesqueros positivos altamente abundantes (Ortiz *et al.*, 2000), es decir, de distribuciones sesgadas a la derecha con colas derechas pesadas. Este método ha sido empleado en estudios de abundancia de huevos y larvas (Borchers *et al.*, 1997), abundancia de especies de mamíferos en peligro de extinción (Welsh *et al.*, 1996) y en estudios de abundancia con redes de arrastre de fondo (Smith, 1990).

El estimador de Kappenman está diseñado para aplicarse en casos donde una o más observaciones son excesivamente altas y ejercen una influencia excesiva en el promedio aritmético (Kappenman, 1987), el método calcula los valores esperados de todas las observaciones y sustituye los valores inusualmente grandes por valores recalculados, para posteriormente estimar el valor promedio con base en una función de densidad de probabilidad normal (Kappenman, 1999). Si los valores recalculados son de la misma magnitud que los calculados por un estimador kernel, tal que no se detecten diferencias estadísticas significativas entre ellos, el procedimiento se da por concluido.

Cuando las condiciones para aplicar la teoría clásica de muestreo no están satisfechas, uno de los métodos alternativos es el del remuestreo bootstrap. Los métodos bootstrap no asumen que la muestra haya sido tomada de una población con una distribución estadística concreta. Su esencia consiste en que, ante la ausencia de otra información, los valores de una muestra aleatoria son la mejor representación de la distribución de la población (Davison y Hinkley, 1997; Efron y Tibshirani, 1993). Estos métodos han sido aplicados a diversos problemas pesqueros (Elvarsoon *et al.*, 2014; Hannesson *et al.*, 2008; Magnusson *et al.*, 2013). Y han sido usados principalmente para examinar las propiedades estadísticas de un estimador muestral (Efron y Tibshirani, 1986) como su error estándar, su sesgo o sus intervalos de confianza.

2.6.2 ¿La variancia del diseño o la varianza del modelo?

Las propiedades estadísticas de una población muestreada son afectadas por el diseño de muestreo. A menos que una población marina se distribuya aleatoriamente, la elección del diseño de muestreo siempre afectará el sesgo y la precisión de la media de la muestra (Simmonds y Fryer, 1996). Si un muestreo es aleatorio, la estimación de la abundancia se puede considerar como una variable aleatoria, por lo que las observaciones puntuales de la muestra son independientes entre sí, y las estimaciones de la media y la varianza se pueden derivar directamente de los valores de la muestra, sin suposiciones sobre la distribución espacial de la población (Petitgas, 2001). Sin embargo, colocar aleatoriamente transectos del muestreo acústico resta precisión a las estimaciones de abundancia (Jolly y Hampton, 1990).

Cuando el diseño de muestreo es no-aleatorio, se considera que las muestras no se toman independientemente unas de otras porque la población muestreada podría estar espacialmente estructurada y esto tendría un impacto considerable en la estimación de la varianza. Si consideramos a las agregaciones de peces como densidades que varían en un espacio bidimensional (es decir que tienen una medida de “largo” y “ancho”), entre más cerca se encuentran las observaciones del muestreo más correlación se puede esperar, ya que la correlación depende solo de la distancia entre las observaciones. En caso contrario, si la escala de muestreo es una distancia mayor que la longitud de la correlación, significa que la autocorrelación espacial estará limitada por el tamaño de los cardúmenes; en este caso se pueden usar los métodos clásicos para estimar la varianza sin corregir la correlación espacial en los datos, de lo contrario es necesario un modelo que explore la posibilidad de autocorrelación de las muestras (Walline, 2007).

Las prospecciones acústicas consisten en diseños de muestreo que les confieren un diseño de muestreo regular no-aleatorio. Los enfoques con los que ha sido abordado el cálculo de la varianza, suponen el uso de funciones aleatorias para interpretar la distribución espacial de una población como una función aleatoria dentro de un área específica, lo que ha permitido elaborar modelos complejos sobre la variabilidad espacial más concentrados en el proceso subyacente que en cómo se realizó el muestreo, en este enfoque cada valor de la muestra se interpreta como el resultado de una variable aleatoria. Con este enfoque se han podido desarrollar modelos aditivos generalizados (GAMs) (Zwolinski *et al.*, 2009), asumiendo que las muestras se toman independientemente unas de otras, ya que este es un requisito previo para desarrollar la función de probabilidad utilizada en el procedimiento de ajuste, los métodos GLM/GAM modelan la superficie en el espacio como respuesta a interacciones multivariadas (Petitgas, 2001). Un argumento en contra de usar métodos GLM/GAM para la estimación de la abundancia, es que no brindan estimaciones simples de la varianza del error o la precisión de la prospección, para este propósito, se requieren remuestreos o simulaciones.

La geoestadística es otro enfoque, surgido como respuesta a los datos altamente variables en el campo de la minería hace más de 40 años, que ha sido adoptado por los acústicos pesqueros para modelar la variabilidad espacial de una variable. El modelo que surge, se utiliza después para

estimar el valor de la variable en ubicaciones determinadas (Matheron, 1971; Petitgas, 2001). Utilizando esta co-varianza espacial (o variograma) es posible estimar la precisión de la prospección y puede ser usado con la mayoría de los diseños de muestreo. Además, los enfoques geoestadísticos permiten ponderar los valores de los datos cuando existe cierta agrupación en los puntos de la muestra. Para Simmonds y Fryer (1996), las poblaciones con correlación positiva local pueden obtener estimaciones más precisas de la media utilizando estimadores de varianza geoestadísticos y diseños de muestreo aleatorio estratificado o sistemático. El ICES (2005), recomendó un diseño de estudio sistemático, utilizando un método geoestadístico transitivo para calcular la varianza de la abundancia estimada de una sola especie. El método transitivo se basa en considerar cada transecto como una sola observación, el error de estimación relativo proporciona una indicación de la precisión de la campaña, pero no puede usarse directamente para construir intervalos de confianza (IC) sobre la estimación de biomasa sin hacer suposiciones sobre la función de distribución de probabilidad de las estimaciones (Rivoirard *et al.*, 2000), pero suponer la distribución normal, puede no ser cierto para los datos muy sesgados típicos de los estudios acústicos. Otro inconveniente es que el error de muestreo asociado con el muestreo de arrastre no se incluye en la estimación de la varianza. Se supone que la distribución espacial de las distribuciones de frecuencia de tallas de las muestras de arrastre, necesarias para la conversión de muestras acústicas en biomasa por especie, se mide sin error cuando se aplica el método transitivo usando sumas de biomasa en transectos. En teoría, la varianza de la estimación para una prospección también se puede obtener a través de métodos de kriging de bloques, que comparten el método geoestadístico transitivo (Walline, 2007), pero no puede realizarse, y ciertamente tampoco es posible determinar los IC sin suponer, nuevamente, una distribución normal. Por otro lado, los mapas kriging de distribución, al minimizar la varianza de la estimación, tienden a suavizar los detalles locales de la variación espacial del atributo: los valores pequeños pueden sobreestimarse y los más grandes subestimarse, de modo que el mapa es más suave que la realidad.

Existen también otras iniciativas, por ejemplo, Gimona y Fernandes (2003) presentaron un método que usa simulaciones geoestadísticas gaussianas secuenciales condicionales para estimar los intervalos de confianza para las estimaciones de abundancia de un estudio acústico. Para abordar el tema de la distribución espacial de ceros, simulan ceros y datos distintos de cero por

separado y luego hacen la simulación solo en los puntos donde están presentes los organismos, una simulación puede producir muchas realizaciones, que forman una distribución estadística de estimaciones de abundancia a partir de las cuales, se pueden determinar los intervalos de confianza.

Queda claro entonces, que, si la distribución de probabilidad que genera los datos es normal, la estimación de kriging generada con herramientas geoestadísticas es óptima, y que el principal problema es que en los muestreos acústicos hay “parches” de valores de alta densidad que ocurren en un área específica, y el grado de asimetría observada en los datos estará en función de la proporción de ceros observada con respecto a los valores de alta densidad, lo que en consecuencia, complica el cálculo de IC (Pennington, 1986). Pennington (1983) propuso un método basado en la distribución delta para cuando las observaciones provienen de distribuciones altamente contagiosas, este método inicialmente se aplicó en la distribución de los datos de captura por arrastre de las prospecciones de arrastre de peces y plancton (Pennington, 1986; Pennington y Stromme, 1998). La distribución delta es una distribución normal logarítmica que incluye datos con un valor de muestra de cero, y su parte de valor distinto de cero es una distribución normal logarítmica, es decir, el logaritmo natural del valor distinto de cero se ajusta a la distribución normal. La aplicación de la distribución delta a las distribuciones contagiosas parece una alternativa atractiva a las medias aritméticas simples. En el enfoque delta, los valores cero y distintos de cero se separan antes de estimar la distribución (Petitgas *et al.*, 2017), proporcionando la varianza mínima de las estimaciones no sesgadas (Pennington, 1986, 1983). Otros autores señalan que este método no es resistente a desviaciones relativamente pequeñas e indetectables de los supuestos del modelo. Syrjala (2000) describe cómo un exceso de valores pequeños genera un comportamiento deficiente en la distribución delta-lognormal (Kimura y Somerton, 2007). Este método ha sido aplicado en trabajos como Zhao *et al.* (2022) y Niklitschek y Skaret, (2015), y este enfoque delta también se ha utilizado con GAM (Borchers *et al.*, 1997).

3. JUSTIFICACIÓN

Para la comunidad científica los índices de abundancia relativa son relevantes para ajustar modelos de evaluación de stock y en la medida que una serie temporal se hace más larga, la información de tendencias se vuelve más útil e informativa. Los datos tradicionales dependientes de la pesca son cuestionables en muchos aspectos, destacando los cambios en capturabilidad y poder de pesca a través del tiempo, así como en las tecnologías de captura y las diferencias en experiencia de los pescadores con respecto a la captura del recurso de interés. En contraste, los datos independientes de la pesquería proporcionan una perspectiva diferente, ya que usualmente están basados en información estandarizada y en un diseño de muestreo constante que puede ser comparable a través del tiempo; por esta razón, los datos de cruceros de investigación proveen una información relativamente más confiable que aquellos obtenidos desde la pesca comercial. Una información primordial que se obtiene de cruceros de investigación es el conocimiento de los índices de abundancia relativa, los cuales se asumen proporcionales a la abundancia de la población; es así que los índices calculados a partir de técnicas acústicas son indicadores tempranos de la condición de un determinado stock. En México, desde 2008 se han utilizado técnicas acústicas en la investigación de la población de pelágicos menores en el Golfo de California, sin embargo, el método de análisis asume una distribución normal del coeficiente de dispersión por área náutica (NASC, por las siglas en inglés *Nautical area scattering coefficient*), aunque los datos acústicos a menudo violan este supuesto de tres maneras generalmente reconocidas: alta abundancia de valores cero, asimetría positiva y valores atípicos ocasionales extremadamente grandes. Y no es inusual que los tres ocurran en el mismo conjunto de datos. Aunque hay razones para esta omisión, ya que aún no han sido establecidas técnicas estandarizadas de análisis que aborden estos temas, ni hay un consenso sobre los procedimientos a seguir.

En este trabajo desarrollamos un método acústico bi-frecuencia para la identificación acústica de peces pelágicos menores, a la vez que contribuye en la construcción de un planteamiento teórico para analizar la incertidumbre en índices acústicos, los cuales pueden a su vez ser utilizados para cuantificar la incertidumbre de los valores de biomasa de una población. El método desarrollado puede proporcionar las bases necesarias para comenzar la transición de evaluaciones acústicas

de una sola especie (sardina Monterrey), a incluir al resto del complejo de pelágicos menores distribuido en el Golfo de California.

4. HIPÓTESIS

De acuerdo con los patrones oceanográficos y climatológicos, la distribución espacial de los cardúmenes de pelágicos menores dentro del Golfo de California puede ser asumida de diferentes maneras, desde distribuciones homogéneas hasta altamente desviadas. La naturaleza de la distribución espacial influirá en el tipo de distribución probabilística observada en los valores del coeficiente de dispersión (NASC), por lo tanto, la función de densidad probabilística que represente de manera adecuada valores insesgados de media y varianza aumentará la precisión de las estimaciones acústicas absolutas.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Determinar el efecto en la abundancia de la densidad media de cuatro especies de pelágicos menores (*Engraulis mordax*, *Sardinops sagax*, *Scomber japonicus* y *Oligoplites refulgens*), debido a la influencia del tipo de distribución de densidad probabilística observada en los valores del coeficiente de dispersión (NASC) y el umbral de energía definido por los cardúmenes.

5.2 Objetivos particulares

1. Validar un umbral utilizando la desviación estándar exhibida por los cardúmenes de cuatro especies de pelágicos menores (*Engraulis mordax*, *Sardinops sagax*, *Scomber japonicus* y *Oligoplites refulgens*) a partir de muestras monoespecíficas
2. Validar un umbral bi-frecuencia (38 y 120 kHz) para la separación de cardúmenes de cuatro especies de pelágicos menores (*Engraulis mordax*, *Sardinops sagax*, *Scomber japonicus* y *Oligoplites refulgens*)
3. Comparar las densidades medias obtenidas a través de diferentes funciones de densidad probabilística.

6. MATERIAL Y MÉTODOS

Los cruceros de prospección de primavera, realizados por el Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables (IMIPAS) a través de su Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera en Guaymas, han producido la serie temporal más larga y consistente de estimaciones de abundancia de peces pelágicos en el Golfo de California. Se han realizado desde 1995, incorporando metodologías acústicas en 2008, las cuales se conservan hasta la actualidad. Estas campañas tienen una duración de 22 a 26 días y se realizan en el periodo denominado oscuro, alrededor de la luna nueva del mes de mayo (Martínez-Zavala *et al.*, 2010), a bordo del Barco de Investigación Pesquera -BIP XI-, de 22.6 m de eslora, 7.32 de manga y 3.5 m de calado. Desde el 2012, las prospecciones han sido realizadas utilizando una ecosonda científica marca SIMRAD modelo EK60 con dos transductores de has dividido, de 38 kHz y 120 kHz. La serie temporal de esta investigación abarca del 2013 al 2024. A continuación, se describen los métodos empleados.

6.1 Calibración del sistema EK60

Durante la serie temporal se aplicaron varias calibraciones en el sistema EK60 en las principales configuraciones utilizadas. Durante esta investigación se llevaron a cabo dos. La primera del 12 al 14 de octubre de 2022 y la segunda del 17 al 19 de octubre del 2023. Las calibraciones se realizaron siguiendo el protocolo estándar descrito en el manual de referencia del fabricante (SIMRAD, 2009) y el procedimiento recomendado por Demer *et al.* (2015). Ambos ejercicios se realizaron en Bahía Catalina, Sonora (27 51.28°N; -110 52.40°W); esta bahía se encuentra protegida del viento por lo que tiene aguas tranquilas y poca corriente de marea, es de poca profundidad (~ 35 m) y poca presencia de organismos en la columna de agua. Los parámetros ambientales de temperatura y salinidad se extrajeron de un CTD marca Seabird que fue introducido en la columna de agua, a la altura de la capa donde se lleva a cabo la calibración, una vez fondeado el barco en la Bahía. Las mediciones se realizaron durante el día, debido a la acumulación de organismos en la columna de agua que se observa durante la noche. Se utilizó la reflexión de sección transversal de retrodispersión de una esfera sólida (σ_{bs} , m^2) de carburo de tungsteno de 38.1 mm, previamente sumergida en una mezcla de jabón líquido y agua, para

eliminar cualquier resto de grasa que se haya transferido al tocarla, y las burbujas de aire que pudieran formarse al entrar en contacto con el agua salada.

La esfera fue sostenida debajo del haz utilizando monofilamento y tres cañas de pesca de 15 pies de longitud, dos colocadas en la cubierta superior por la banda de babor y una por la banda de estribor, todas instaladas sobre un soporte fabricado de acero con un ángulo fijo de 60°; el soporte de las cañas cuenta con un aditamento que permite colocarlos en la borda de la embarcación y ser movido de posición y lugar de ser necesario, debido a los propios movimientos del barco con respecto a la dirección de la corriente o el componente de los vientos. La esfera se posicionó alrededor de los 10 m, considerando al menos dos veces el valor del campo cercano ($2 * r_{nf}$) de ambos transductores (38 y 120 kHz) (Fig. 7).

Con la finalidad de controlar la velocidad de desplazamiento de la esfera en el haz y mantener su posición vertical, se le ató un peso muerto de 300 g con monofilamento de 6 m. Para llevar el control del desplazamiento de la esfera en todos los cuadrantes del transductor, especialmente al centro del haz, cada caña estaba equipada con un contador de piola señalando cada 0.5 cm con una marca indeleble. Una vez visualizado el ensamble de la esfera-peso muerto en una profundidad mayor de 10 m, se configuró en el ecograma una capa para comenzar a recibir las mediciones (Fig. 7). Para medir la variación de sensibilidad a lo largo de la directividad del haz, $d(\alpha, \beta)$, la esfera se movió manualmente utilizando la geometría de triángulo invertido que formaba el monofilamento de las tres cañas y las posiciones de los codos de acero fijados en la borda del barco; el monofilamento marcado fue soltado de la caña y luego recogido, modificando la posición y trayectoria de la esfera, hasta que ésta hubo pasado por todo el haz acústico, poniendo especial atención en el centro del haz, esto se repitió varias veces hasta terminar la calibración. Según el manual del fabricante, las mediciones se utilizaron para estimar g_0 y $S_a \text{ corr.}$. La calibración se realizó para cada combinación de frecuencia- duración de pulso-Watts de potencia, que son utilizadas durante las campañas de prospección, y no son intercambiables entre ellas. Las combinaciones calibradas se presentan en la Tabla 1. Una vez terminado el proceso de calibración se resguardó la esfera y se regresó a puerto.



Figura 6. Caña de pesca colocada en la banda de babor; soporte de cañas y rollo de monofilamento; esfera de carburo de tungsteno utilizada para la calibración

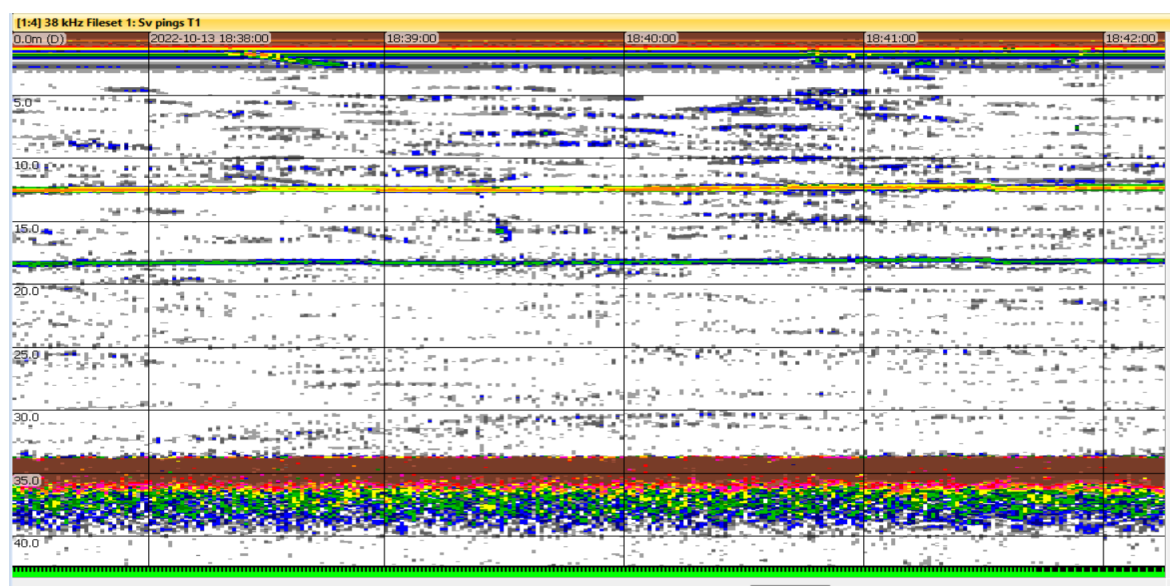


Figura 7. Ecograma durante calibración con esfera de la frecuencia de 38 kHz de la ecosonda. El eje vertical es la profundidad debajo del transductor (m) y el eje horizontal es el tiempo (hh:mm:ss). La banda roja representa la energía del pulso en la superficie, la banda roja en el fondo representa el fondo marino. La línea amarilla corresponde al eco de una esfera de carburo de tungsteno de 38.1 mm, la banda verde representa el peso muerto, los ecos azules son organismos.

Tabla 1. Combinaciones de frecuencias, duración de pulso y potencia en Watts que fueron calibradas para el barco BIPXI

Frecuencia (kHz)	Duración de pulso (ms)	Potencia (Watts)
38	512	1000
120	512	250
120	256	250

Tabla 2. Principales configuraciones utilizadas en la ecosonda SIMRAD EK60 en las campañas de pelágicos menores en el Golfo de California, 2013-2024.

Menú de operación		Frecuencia	38 000 Hz	120 000 Hz
Intervalo del disparo (s)				
2013-2019			0.25 -2.00	0.25 -2.00
2021-2023			1.0	1.0
Power			1000 W	250 W
Menú del transductor	Duración del pulso (μ s)		512	512
	Intervalo de muestreo (μ s)		128	128
	Ancho de banda (Hz)		3275	5557
	Ganancia del transductor (s_v, dB)		21 dB	27 dB
	Ángulo del haz		-15.50 dB	-21 dB
	Sensibilidad del ángulo (dB)			
	Longitudinal		12.5	23
	Transversal		12.5	23

6.2 Derrotero

El derrotero utilizado durante la serie de tiempo 2013-2023, abarcó desde Punta Ahome, Sinaloa, hasta la parte norte de Puerto Lobos, Sonora, mediante transectos perpendiculares a la costa hasta la isóbata de los 200 m y espaciados entre sí 10 millas náuticas (mn). En el margen occidental del Golfo, abarca desde Punta Remedios, B.C. hasta Loreto, B.C.S siguiendo transectos en zigzag alcanzando también la isóbata de los 200 m (Fig. 8).

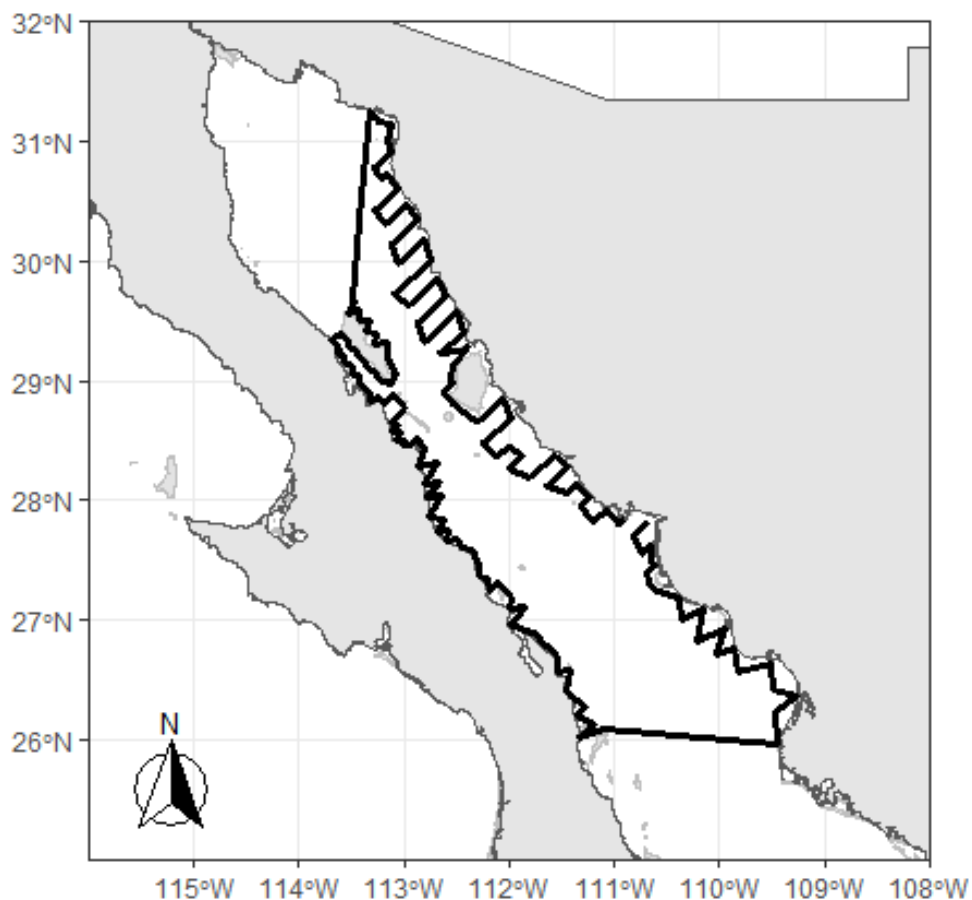


Figura 8. Derrotero seguido por la embarcación BIPXI durante las prospecciones acústicas de primavera de pelágicos menores en el Golfo de California.

6.3 Muestreo acústico

Los cruceros de investigación analizados en este trabajo, se desarrollaron durante el periodo denominado “oscuro”, que abarcó 22 días y correspondió a la luna nueva del mes de mayo de 2013 al 2024. Las prospecciones acústicas se realizaron de las 18:00 horas a las 06:00 del día siguiente utilizando una ecosonda científica marca SIMRAD modelo EK60 de dos transductores de haz dividido, de 38 kHz y 120 kHz. El muestreo se realizó con una longitud de pulso de 512 milisegundos (μs) y un intervalo de muestreo de 128 μs para ambas frecuencias (38 y 120 kHz). Del 2013 al 2021, el intervalo entre transmisiones fue modificada manualmente entre 0.25 y 2.0 s, dependiendo de la profundidad del fondo, con la finalidad de evitar la formación de ecos múltiples del fondo (Tabla 2). Los datos muestreados después del 2021, tuvieron un intervalo constante de transmisión de 1 s, independiente de la profundidad.

Los datos acústicos se recopilaron en el campo lejano del transductor, a partir de los 3 m de profundidad, hasta la parte superior de la zona ciega acústica cerca del fondo. Para este trabajo se estableció un desplazamiento de 1m por encima del fondo marino. Los archivos de datos sin procesar (*.raw) se guardaron en el mismo disco duro de la computadora que controló las ecosondas, para su posterior reproducción y análisis.

6.4 Lances de pesca de control

Los lances de pesca se realizaron de acuerdo con las agregaciones observadas en los ecogramas durante la prospección y con la mayor frecuencia posible. Una vez localizada la agregación, el barco continuó su navegación hasta completar la unidad de muestreo elemental, referenciada como una milla náutica (ESU, *Elementary Sampling Unit*) para luego dar la media vuelta y comenzar las maniobras de pesca en sentido contrario a la prospección. La duración del arrastre fue de 30 minutos, utilizando una red de arrastre de media agua de 33.56 m de largo, con una apertura de boca de 30 m.

Los criterios para realizar un lance estuvieron en función de (1) la observación de múltiples agregaciones durante varias millas náuticas o en su defecto, pocas, pero muy densas en una sola milla náutica; (2) un cambio drástico en las características de las agregaciones que se venían registrando en la columna de agua; (3) agregaciones comunes en otras áreas, pero poco o nunca

vistas en el área actual. Una vez finalizado el lance, y con la red arriba, se regresó al punto de interrupción para continuar la prospección. En las campañas de 2013 a 2024 se realizaron un total de 282 lances efectivos de pesca (Fig. 9).

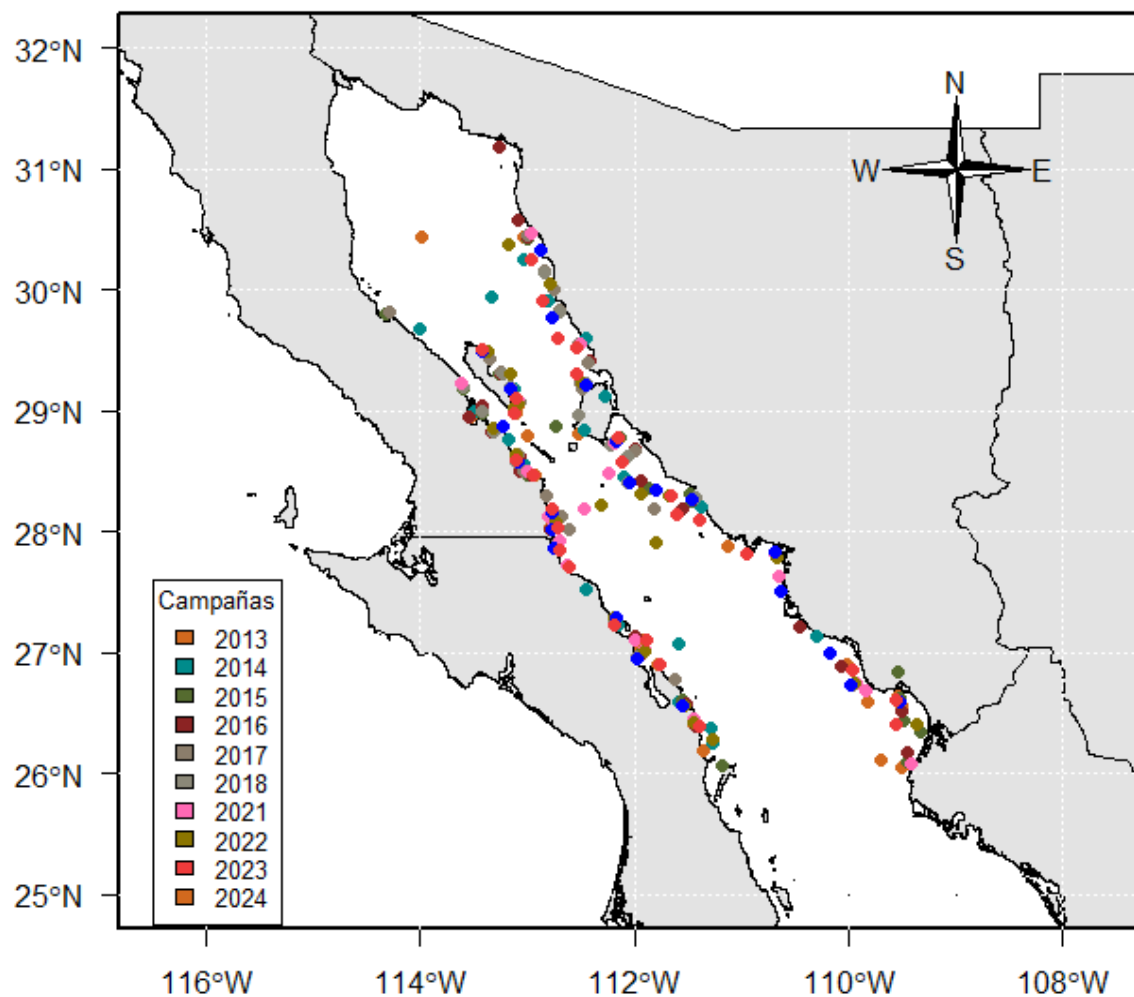


Figura 9. Lances de pesca de identificación realizados durante las prospecciones de pelágicos menores de primavera en el Golfo de California del 2013 al 2024.

6.5 Muestreos masivos y biológicos

En caso de ser una captura mixta, las especies se separaron para realizar muestreos masivos y biológicos, cuando la abundancia lo permitió. En los muestreos masivos las longitudes de los peces fueron redondeadas para caer dentro de un intervalo de 5 mm cada uno, esto aplicó para todas las especies muestreadas, utilizando marcas de conteo de cinco en cinco ubicadas en la fila del formato correspondiente, con la finalidad de tener un control visual en tiempo real del aspecto de la distribución de longitud de los organismos en la captura; esto se realizó hasta que pudo distinguirse la distribución de frecuencias de la longitud o se agotó la captura. En el muestreo biológico se tomaron cinco organismos representativos de cada intervalo para obtener datos de la longitud patrón (mm), peso, sexo, etapa de madurez y el contenido graso. A partir de las dos primeras se determinó la longitud patrón promedio (LP) y el peso promedio de la especie de interés por lance.

6.6 Procesamiento de datos acústicos

El procesamiento de datos acústicos crudos (*.raw) de toda la serie de tiempo (2013-2024), incluidos los lances de pesca, se realizó en el software Echoview (ver. 15), licencia para estudiante N.1683253696. La corrección del fondo de la serie de tiempo se realizó manualmente en los casos necesarios. Se retiraron del análisis los datos correspondientes a los intertransectos, recorridos fuera del derrotero, los datos generados durante las estaciones hidrológicas y los recorridos para retomar los transectos una vez finalizado lances y estaciones hidrológicas. Cuando se observaron “ecos de fondo”, se retiraron manualmente. Las velocidades menores a 5 nudos fueron retiradas aplicando un filtro de velocidad. Las señales no deseadas provenientes de fuentes mecánicas, eléctricas, picos de ruido electrónico y otros ruidos electrónicos identificados durante el trabajo de campo (como el uso de otros equipos que operen en el barco), así como las señales debidas al mal tiempo, fueron removidas de los ecogramas usando la metodología descrita en Ryan *et al.* (2015) para el ruido transitorio, las señales atenuadas y el ruido impulsivo; para eliminar el ruido de fondo se utilizó el algoritmo descrito en De Robertis y Higginbottom (2007), utilizando los operadores que forman parte del programa Echoview. La retrodispersión biológica de vocalizaciones de delfines en manada, fue localizada a través de la bitácora de trabajo y eliminada manualmente.

En el archivo *.EV, donde se describe el flujo de datos de procesamiento, la profundidad del transductor se estableció en 0 m. Los archivos de calibración (*.ecs) utilizados para el procesamiento fueron generados en varias calibraciones a lo largo de la serie de tiempo. El archivo de calibración (*.ecs) generado en la calibración del 2022 se utilizó para los años 2018/2022, el *.ecs utilizado en el año 2023, fue generado ese mismo año. El valor promedio de temperatura obtenida por el CTD, en los casos donde hubo suficientes estaciones hidrográficas, fue ingresado por cada área y para cada año.

6.7 Análisis de las propiedades de retrodispersión en cardúmenes de pelágicos menores

Con el objetivo de mejorar el contraste entre los cardúmenes de pelágicos menores y otros organismos no agrupados (enjambres de tenóforos, plancton, medusas, etc.), incluso de otros organismos agregados que no son objeto de este trabajo, se utilizaron dos filtros: 1) utilizando los valores de desviación estándar de muestras acústicas monoespecíficas en las especies *Engraulis mordax*, *Sardinops sagax*, *Scomber japonicus* y *Oligoplites refulgens*; 2) la diferencia y la suma (en dB) entre las frecuencias 120 y 38 kHz, en las cuatro especies de pelágicos menores mencionadas. La elección de las muestras acústicas se describe en la sección 6.7.1, el procedimiento para realizar ambos filtros se describe en la sección 6.7.3 y 6.7.4, respectivamente. La construcción de ambos filtros se presenta en el diagrama de flujo de la Fig. 10.

6.7.1 Elección de la muestra acústica

Para obtener una muestra acústica representativa en las 4 especies de pelágicos menores consideradas en este trabajo se revisaron las 282 agregaciones que motivaron un lance de pesca en los cruceros realizados entre 2013-2024, a una velocidad típica de prospección (entre 7 y 9 nudos). Una vez localizados estos ecogramas, se examinó el funcionamiento del equipo de pesca durante el lance y la composición específica de captura. Con esta información se identificaron casos en los que era probable que una sola especie dominara la retrodispersión observada en el ecograma. Estos ecogramas se examinaron para garantizar que no hubiera señales obvias de otro taxón (por ejemplo, los cardúmenes de peces mesopelágicos migrando, o la superposición con retrodispersión difusa que probablemente provenía del plancton). Finalmente, a la retrodispersión que cumplía estos criterios se asignó la especie que dominaba la captura del lance

y su distribución de tallas fue tomada de los muestreos realizados a bordo del barco (Ver. Secc. 6.4).

Con esta información, se compararon las propiedades estadísticas de cardúmenes completos y las regiones internas de cardúmenes con un test no paramétrico de Kruskal–Wallis ($\alpha=0.05$), el cual puede utilizarse para corroborar si las diferencias entre las medianas son estadísticamente significativas entre dos grupos. Se seleccionaron 46 regiones que representaban la parte interna de cardúmenes monoespecíficos (al menos en 90%) de tres especies de pelágicos menores: anchoveta (*Engraulis mordax*), 18 regiones; sardina monterrey (*Sardinops sagax*), 13 regiones, macarela (*Scomber japonicus*), 7 regiones; sardina piña (*Oligoplites refulgens*), 8 regiones. Se seleccionaron 42 cardúmenes monoespecíficos completos. De anchoveta (*Engraulis mordax*), 12 cardúmenes; sardina monterrey (*Sardinops sagax*), 16 cardúmenes; macarela (*Scomber japonicus*), 7 cardúmenes; sardina piña (*Oligoplites refulgens*), 7 cardúmenes.

6.7.2 Elección del tamaño de la celda

El tamaño de la celda en los ecogramas que representan el S_v , se comparó en dos escalas, 19 muestras por 3 pings (19 x 19) y 11 muestras por 3 pings (11 x 3). Estas dimensiones corresponden al número de muestras en el componente vertical y al número de pings o disparos de la ecosonda en el componente horizontal. Esto representa un tamaño de 41 m a lo largo por 5 m de alto para 11 x 3 y 138 m de largo por 6.7 m de alto para 19 x 19 (Fig. 11).

Los valores de S_v fueron exportados en formato *.csv y graficados en R para cada especie. Se utilizó una prueba ANOVA ($\alpha=0.05$), para saber si existe una diferencia estadísticamente significativa entre un tamaño de suavizado y otro. Un ejemplo de este proceso se encuentra representado en la Fig. 11 (líneas 3 y 4).

6.7.3 Filtro por desviación estándar

La agregación de una especie exhibe una variación clara en la retrodispersión, con respecto al medio circundante. El filtro desarrollado aquí tiene la función de utilizar esta variación para separar los cardúmenes de pelágicos menores de otros componentes del ecosistema no

agregados, o en su defecto agregados, pero que exhiben una variación fuera del umbral que incluye a los pelágicos menores.

Se utilizó una muestra de 60 cardúmenes, extraídos de la serie de tiempo 2013-2024. Para anchoveta (*Engraulis mordax*), 13 cardúmenes; macarela (*Scomber japonicus*), 12 cardúmenes; sardina monterrey (*Sardinops sagax*), 24 cardúmenes; sardina piña (*Oligoplites refulgens*), 11 cardúmenes. El cálculo de la desviación estándar se realizó con los valores linealizados de S_v , dB, en una escala de suavizado de 11 x 3. Al finalizar, los resultados fueron de nuevo transformados a su versión logarítmica (en dB). Los valores fueron exportados desde Echoview V.14 en formato *.csv, e importados en R, con esta información se realizaron histogramas por especie y talla para encontrar un valor umbral que retuviera todas las especies representadas en este trabajo, la construcción de este filtro se encuentra representada en el cuadro sinóptico de la Fig. 10.

6.7.4 Filtro bi-frecuencia (38 y 120 kHz)

Con los valores representativos y clasificados como cada una de las cuatro especies analizadas, se suavizaron los ecogramas utilizando celdas de 11 x 3 para ambas frecuencias (ver resultados 6.7.2.) para reducir la variabilidad en la retrodispersión de las agregaciones. Con estos ecogramas, se creó para cada frecuencia una máscara que considera el filtro de SD. Estos “nuevos” ecogramas fueron restados de forma $\Delta MVBS$ (dB) = $MVBS$ (dB) 120 kHz – $MVBS$ (dB) 38 kHz y paralelamente sumados de la forma $+MVBS$ (dB) = $MVBS$ (dB) 120 kHz + $MVBS$ (dB) 38 kHz, para obtener rangos de la suma y diferencia de la fuerza de retrodispersión volumétrica media (SV) medida a 38 y 120 kHz (Godínez-Pérez *et al.*, 2025). Esto complementa la discriminación entre los ecos de las agregaciones de peces y otros dispersores (Ballón *et al.*, 2011; Madureira *et al.*, 1993). Con estos valores en un mapa de calor que contuviera el 95% de la biomasa relativa, se determinó un umbral en dos dimensiones ($\Delta MVBS$ y $+MVBS$) que contuviera a cada una de las especies por separado y paralelamente, a las cuatro especies (Fig. 12).

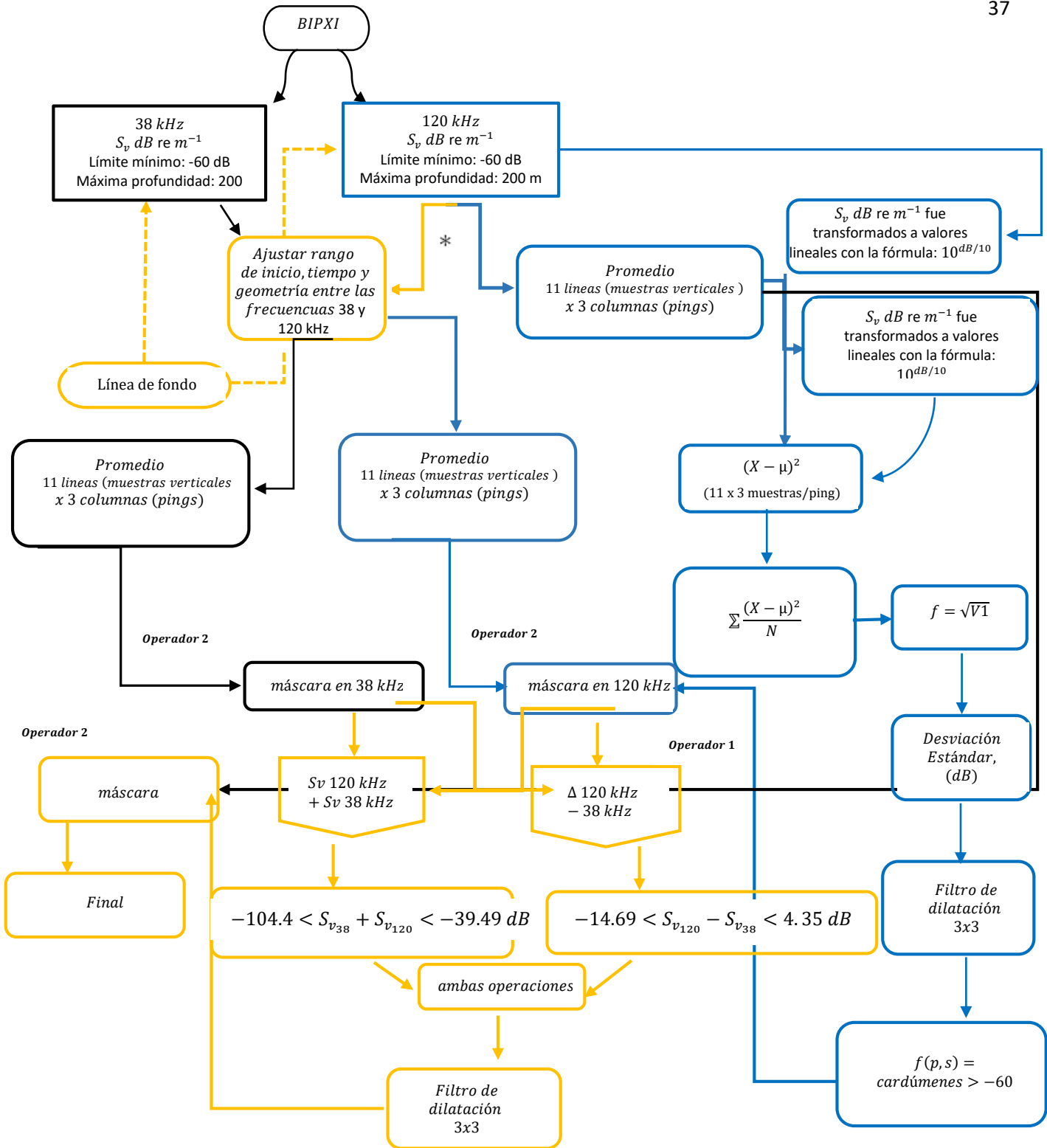


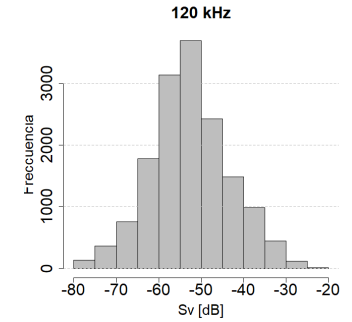
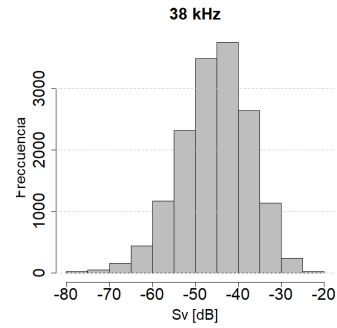
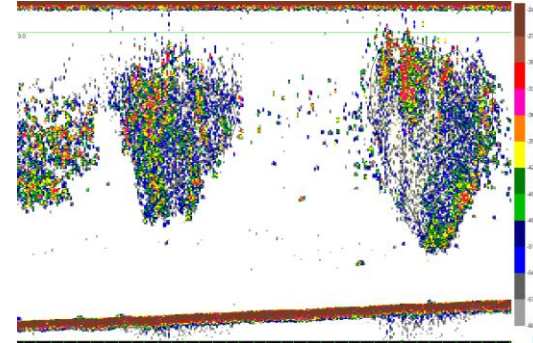
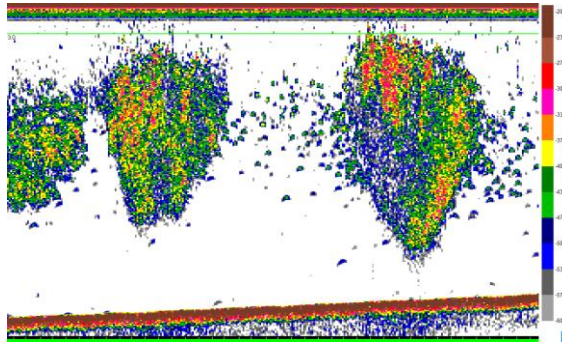
Figura 10. Diagrama de Flujo. Representa las operaciones realizadas en Echoview. El color azul indica las operaciones que se realizaron en la frecuencia 120 kHz, el negro en 38 kHz y el amarillo representa las operaciones que involucran ambas frecuencias. *Se hizo coincidir la resolución más baja con la resolución más alta.



38 kHz

120 kHz

Ecogramas originales



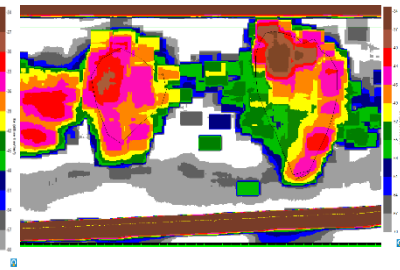
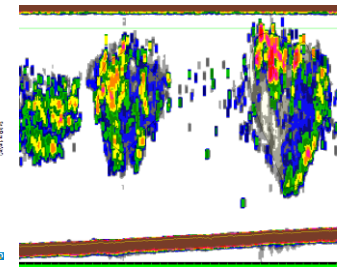
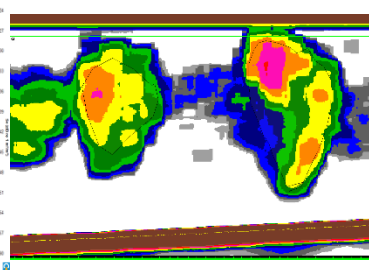
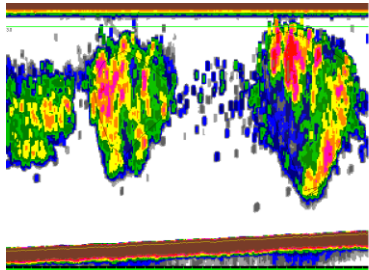
Ecogramas suavizados

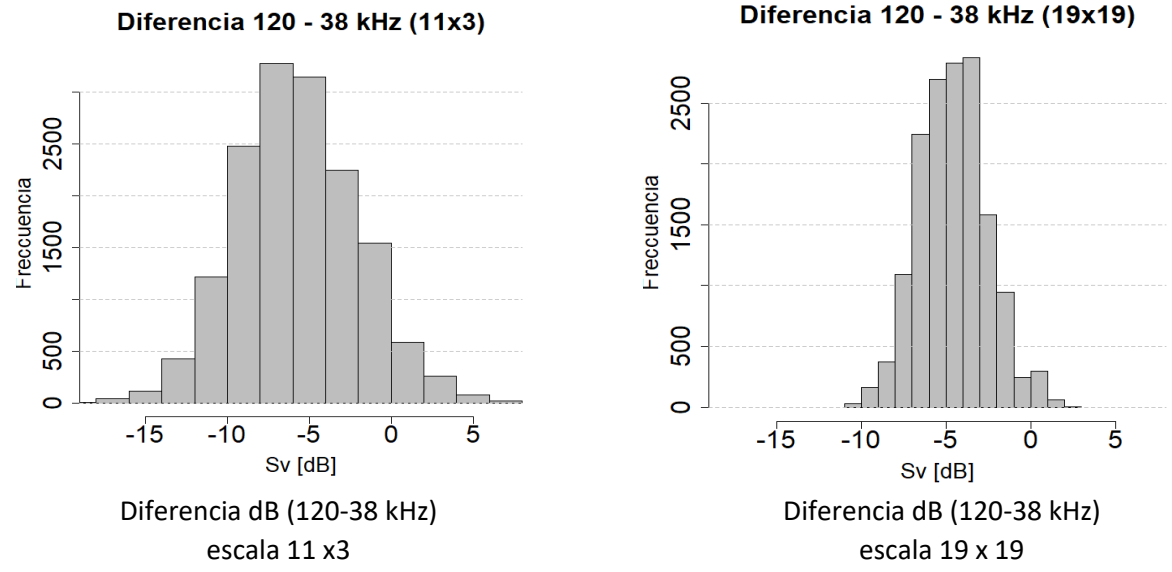
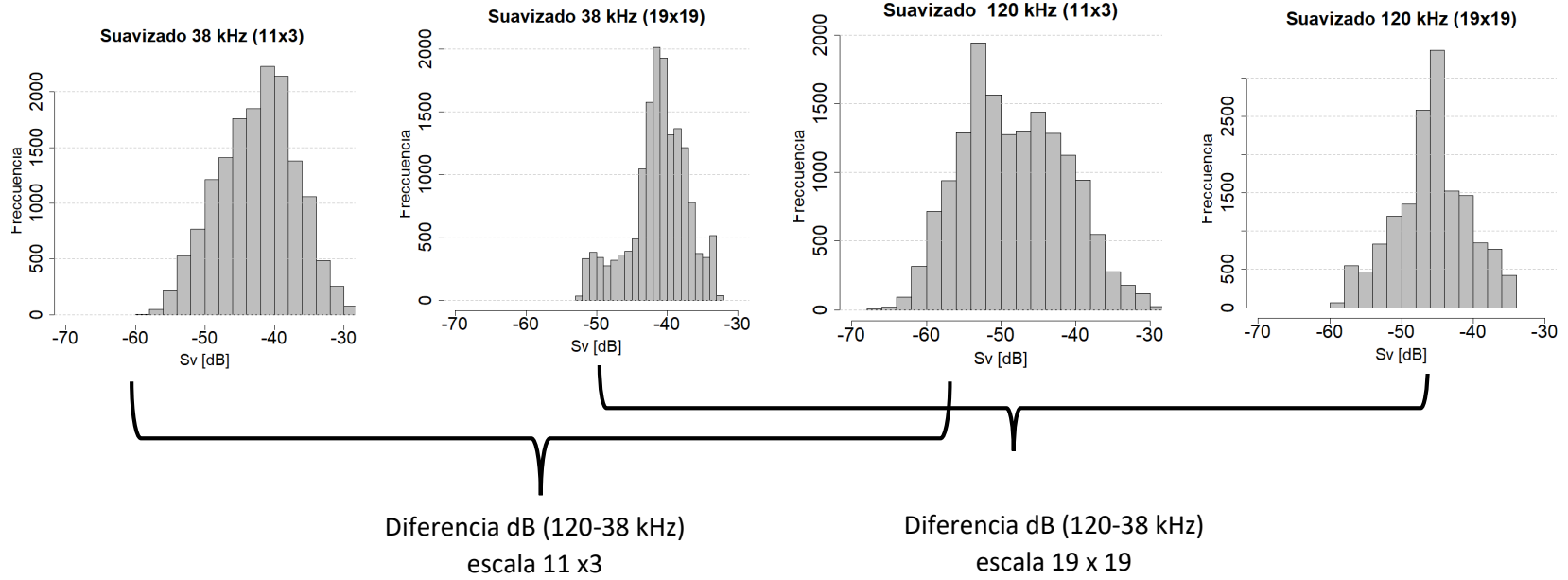
Suavizado 11 x 3

Suavizado 19 x 19

Suavizado 11 x 3

Suavizado 19 x 19





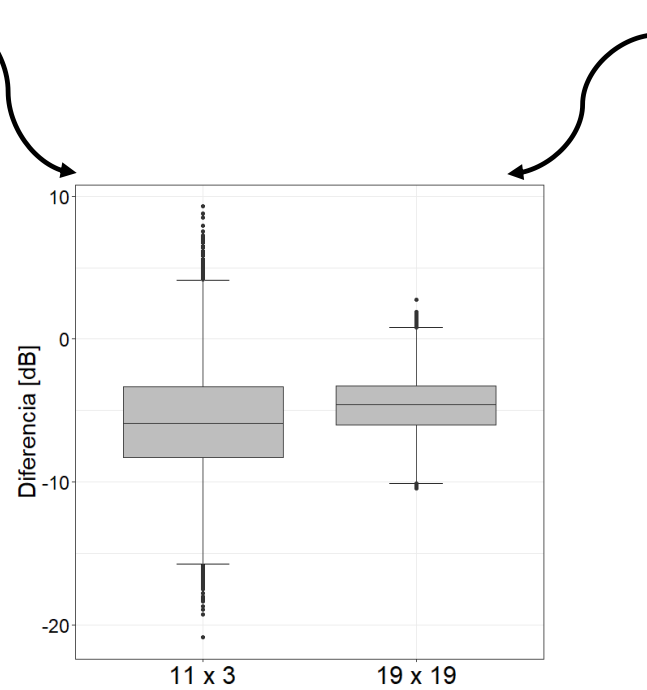


Figura 11. Ejemplo donde se observa las diferencias en la escala de muestreo para el Lance 17 de la campaña de pelágicos menores de primavera de 2013. Especie dominante: *Sardinops sagax*. Línea 1: Ecograma [S_v dB re $1 m^{-1}$] de ambas frecuencias (38 y 120 kHz); línea 2: y 3: Ecograma suavizado y distribución de valores en ambas escalas (11 y 19 pings en la horizontal, y 3 y 19 pings en la vertical, respectivamente); línea 4: diferencia en dB, en ambas escalas y frecuencias, [S_v dB re $1 m^{-1}$].

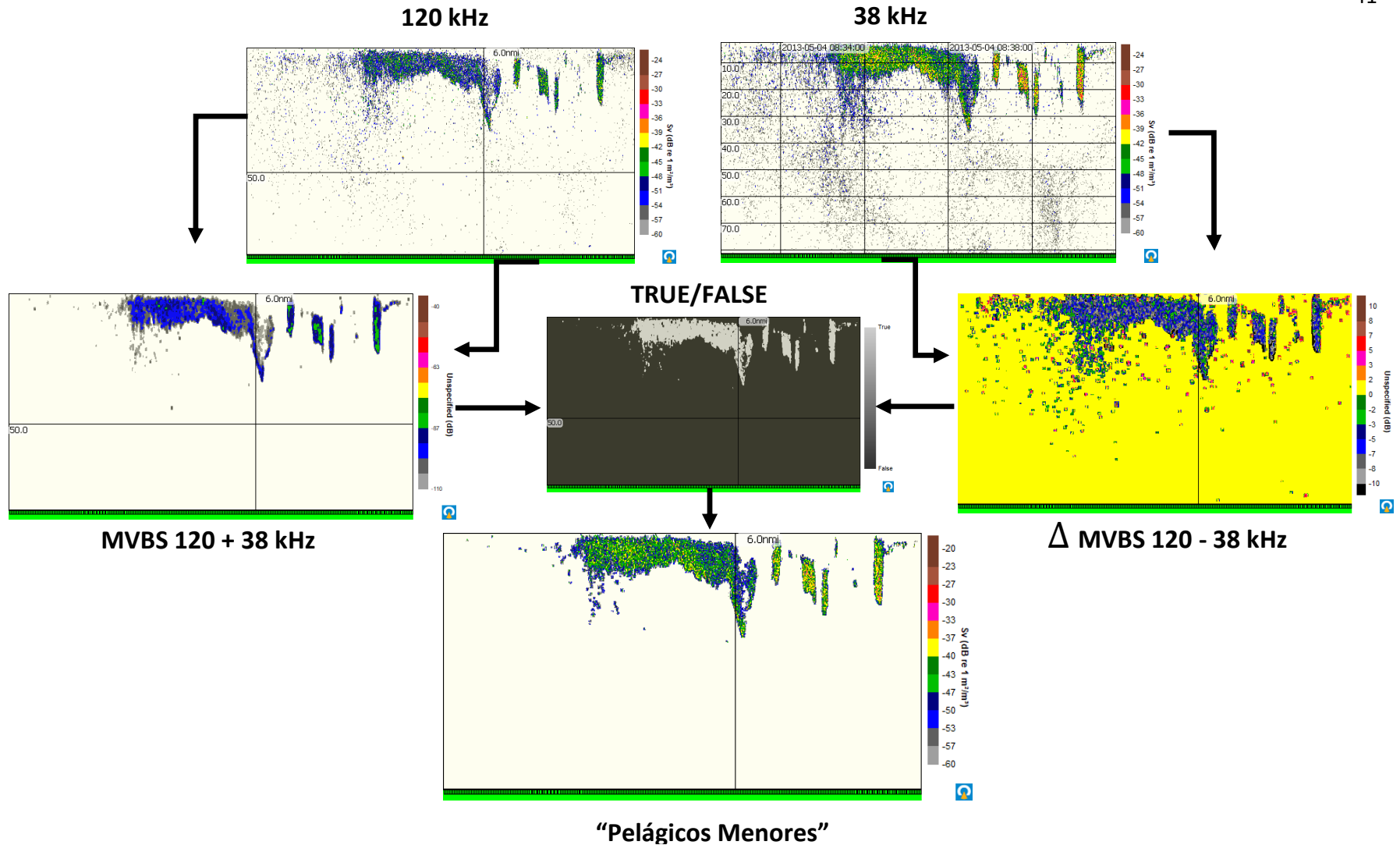


Figura 12. Ejemplo donde se observa la construcción y el desempeño del algoritmo Bi-frecuencia en el lance de pesca 2013L4, donde la especie capturada fue *Engraulis mordax*. La línea 1 muestra los ecogramas [S_v , dB re 1 m^{-1}] de ambas frecuencias (120 y 38 kHz); La línea 2 muestra la construcción de los ecogramas en la suma y en la diferencia entre ambas frecuencias. La máscara booleana que representa verdadero y falso para ambos filtros $-104.4 < S_{v_{38}} + S_{v_{120}} < -39.49 \text{ dB}$ y $-14.69 < S_{v_{120}} - S_{v_{38}} < 4.35 \text{ dB}$. En la línea 3 el ecograma final, como resultado del filtro bi-frecuencia.

6.8 Estimación de biomasa

6.8.1 Metodología estándar para la estimación de biomasa

En la estimación de biomasa intervienen tres datos principales, la retrodispersión acústica total, las proporciones por especies y la longitud y peso medio de estas especies. La biomasa se calcula de forma independiente para cada especie.

En la estimación de biomasa se utilizó la campaña de pelágicos menores en el Golfo de California realizado en la primavera de 2024. Los filtros descritos en la Fig. 10 fueron aplicados en los datos acústicos de la campaña y se aplicó la calibración realizada en octubre de 2023, cuyos valores de referencia pueden observarse en el apartado de resultados. Los niveles absolutos de la retro dispersión desde los 3 hasta los 250 m, fueron separadas en *Elementary Sampling Units* (ESU's) de 1 mn. El umbral de fuerza de retrodispersión por volumen (S_v) fue de -60 dB.

La energía de retro dispersión acústica de los peces será transformada en un índice de abundancia relativa, NASC (*Nautical area scattering coefficient*) siguiendo la metodología estándar de Simmonds y MacLennan, (2005) (Ecs. 2 y 3).

$$s_a = \int_{z_1}^{z_2} s_v d_z \quad (2)$$

$$s_A = 4 \pi (1852)^2 s_a \quad (3)$$

Los valores utilizados para obtener la dependencia de la fuerza de blanco acústico, según la relación $TS = 20 \log_{10}(L) + b_{20}$, fueron variables según la especie y se presentan en la Tabla 3. En todas las especies se utilizaron los valores promedio de la longitud patrón en milímetros (LP) de los organismos capturados, según el área correspondiente (Fig. 13). El valor resultante de TS (por especie) se utilizó después para calcular el coeficiente esperado de retrodispersión de la sección transversal de un individuo (σ_{bs}) mediante la relación (Ec. 4)

$$\sigma_{bs} = 10^{TS/10} \quad (4)$$

La densidad de peces ρ_a expresada en número de individuos por unidad de superficie (mn^2) se obtuvo dividiendo el valor de la media del coeficiente de dispersión por milla náutica cuadrada \bar{s}_A resultante de la eointegración entre σ_{bs} multiplicado por 4π (Ec. 5).

$$\rho_a = \frac{\bar{s}_A}{4\pi \cdot \sigma_{bs}} \quad (5)$$

La estimación de la media de \bar{s}_A y sus intervalos de confianza se estimaron con tres métodos diferentes (1) el método estadístico de Bootstrap (Efron, 1979); (2) el método de Pennington (Pennington, 1996; Folmer y Pennington, 2000), y (3) el método de Kappenman (Kappenman, 1999). Estos métodos estadísticos se describen a continuación.

6.8.2 Bootstrap, Pennington, y Kappenman

El método de *Bootstrap* es un método estadístico no paramétrico para estimar la distribución de un estimador (en este caso la media) a partir de un vector de datos, sin suponer ninguna distribución teórica. Dada una muestra original $X = \{x_1, x_2, \dots, x_n\}$, se generan B muestras bootstrap:

$$X_b^* = \{x_{1,b}^*, x_{2,b}^*, \dots, x_{n,b}^*\}, \quad b = 1, 2, \dots, B \quad (6)$$

Cada X_b^* se forma tomando n observaciones de X con reemplazo.

Para cada muestra X_b^* , calculamos el estimador de interés $\hat{\theta}_b^*$. La distribución del estimador será aproximada con el conjunto $\{\hat{\theta}_1^*, \hat{\theta}_2^*, \dots, \hat{\theta}_B^*\}$. El error estándar del estimador se estima de la siguiente manera:

$$SE_{bootstrap(\hat{\theta})} = \sqrt{\frac{1}{B-1} \sum_{b=1}^B (\hat{\theta}_b^* - \hat{\theta}^*)^2} \quad (7)$$

$$\text{Donde } \hat{\theta}^* = \frac{1}{B} \sum_{b=1}^B \hat{\theta}_b^*$$

El intervalo de confianza al nivel $1 - \alpha$ se estimó de la siguiente manera:

$$\left[\hat{\theta}_{\left(\frac{\alpha}{2}\right)}^*, \hat{\theta}_{\left(1-\frac{\alpha}{2}\right)}^* \right] \quad (8)$$

El método de Pennington es una técnica estadística para estimar la media y la varianza en conjuntos de datos altamente desviados, debido a encontrar una alta frecuencia de ESU's con valor de cero o valores muy cercanos a cero. Este enfoque permite estimar de manera más precisa la media y la varianza en presencia de gran número de ceros, considerando tanto la probabilidad de ocurrencia como la magnitud de los valores positivos.

El estimador de Pennington se describe de la siguiente manera:

$$p = \begin{cases} \left\{ \frac{\delta}{n} \exp(\bar{z}) G_{\delta} \left(\frac{s^2}{2} \right) \right\}, & \delta > 1 \\ \frac{y_1}{n}, & \delta = 1 \\ 0, & \delta = 0 \end{cases} \quad (9)$$

$$0 = \begin{cases} \frac{\delta}{n} \exp(2\bar{z}) \left\{ G_{\delta}(2s^2) \left(\frac{\delta-1}{n-1} \right) G_{\delta} \left(\frac{\delta-2}{n-1} s^2 \right) \right\}, & \delta > 1 \\ \frac{y_1^2}{n}, & \delta = 1 \\ 0, & \delta = 0 \end{cases} \quad (10)$$

Dónde: ρ y θ son la varianza mínima de las estimaciones imparciales de la media y su varianza de la distribución Delta, n es el número de ESU'S, δ es el número ESU's positivas, $z_i = \ln(y_i)$, \bar{z} y s^2 son la media y la varianza de las ESUS positivas, y_1 es el único valor sin transformar cuando $\delta = 1$.

El estimador insesgado de varianza mínima de la varianza de la media ($var_{est}(p)$) esta dado por:

$$var_{est}(p) = \begin{cases} \frac{\delta}{n} \exp(2\bar{z}) \left\{ \frac{\delta}{n} G_{\delta} \left(\frac{s^2}{2} \right) - \left(\frac{\delta-1}{n-1} \right) G_{\delta} \left(\frac{\delta-2}{\delta-1} s^2 \right) \right\}, & \delta > 1 \\ \left(\frac{y_1}{n} \right), & \delta = 1 \\ 0, & \delta = 0 \end{cases} \quad (11)$$

Cuando $\delta = n$, el estimador asume una distribución lognormal.

El estimador de Kappenman aborda un problema clásico en ciencias marinas: cuando algunos valores son extraordinariamente grandes, mucho más grande que los demás, lo que puede sesgar las estimaciones promedio al hacer un promedio aritmético. La técnica estadística consiste en realizar un reemplazo recalculando los valores inusualmente grandes, obteniendo con esto estimaciones más robustas que no están infladas por los valores “outliers”. Las ecuaciones básicas para calcular el valor promedio de la distribución Kappenman incluyen el estimador kernel $\widehat{K}(y_i)$ expresado como Larios-Castro *et al.* (2021):

$$\widehat{K}(y_i) = \exp \left\{ \frac{n!}{(n-i)!(i-1)!} \int_{-\infty}^{\infty} u \left[\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(1 - e^{-\frac{u-z_i}{h}} \right)^{-1} \right]^{i-1} \left[1 - \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(1 - e^{-\frac{u-z_i}{h}} \right)^{-1} \right]^{n-1} \left[\frac{1}{nh} \sum_{i=1}^n e^{-\frac{u-z_i}{h} \left(1 - e^{-\frac{u-z_i}{h}} \right)^{-2}} \right] du \right\} \quad (12)$$

Dónde $z_i = \ln y_i$, for $i = 1, \dots, n$. El número h en la ecuación anterior es el valor de h que maximiza:

$$\sum_{i=1}^{n-j} \ln \left[\frac{1}{h(n-1)} \sum_{k=1, k \neq i}^n e^{\frac{z_i - z_k}{h} \left(1 - e^{-\frac{z_i - z_k}{h}} \right)^{-2}} \right] + j \ln \left[1 - \left(\frac{1}{n-1} \right) \sum_{k=1, k \neq n-j}^n \left(1 + e^{-\frac{z_{n-j} - y_k}{h}} \right)^{-1} \right] \quad (13)$$

Cuando el procedimiento estadístico concluye y el estimador kernel no detecta diferencias estadísticas significativas entre el conjunto de valores inusualmente grande y los valores esperados, el análisis concluye estimando el valor promedio como $\varphi_1 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i$. De lo contrario, el conjunto de valores inusualmente grandes es estimados y reemplazados como $\widehat{K}(y_{n-k+1})$; consecuentemente, el valor promedio es estimado como:

$$\varphi_2 = \frac{1}{n} \left[\sum_{i=1}^{n-j} y_i + \sum_{k=1}^j \widehat{K}(y_{n-k+1}) \right] \quad (14)$$

Los tres procedimientos estadísticos se realizaron en el programa R (R Core Team, 2023) utilizando para el remuestreo Bootstrap el paquete “boot” (versión 1.3-28.1; Canty y Ripley, 2022); para el estimador de Pennington el paquete “pastecs” (version 1.4.2; Grosjean y Ibanez, 2024); para el estimador de Kappenman el paquete “fishmethods” (version 1.13-1; Nelson, 2025).

6.8.3 Estimación de proporciones y tallas por especie

El filtro no tiene capacidad de dejar fuera otras especies de pelágicos menores que se distribuyen en la misma área de estudio. Las ESU fueron asignadas a una de las seis regiones consideradas (Fig. 13), y las proporciones de energía acústica con la que contribuyeron las especies con mayor presencia en los lances de pesca en cada región, se estimaron considerando que las proporciones de especies en el arrastre son representativas de las proporciones de especies en las proximidades del lance. La proporción de energía acústica (P_{ae}) de la especie e en la retrodispersión que rodea a la red de arrastre, se calculó según Zwolinski *et al.* (2019) y la ecuación:

$$P_{ae} = \frac{N_{ae} \cdot \sigma_{ae}}{\sum_{e=1}^s N_{ae} \cdot \sigma_{ae}} \quad (15)$$

Dónde N_{ae} es el número total estimado de individuos de la especie e en la red de arrastre a ; σ_{ae} es la sección transversal retrodispersión (σ_{bs}) de los especímenes de una muestra aleatoria de la especie e en la red de arrastre a .

El tamaño promedio por especie, correspondiente a cada área se asignó con respecto a la ubicación de los lances de pesca. La relación talla-peso utilizada fue estimada con la información los muestreos realizados en las descargas de la flota sardinera por el personal del CRIAP-Guaymas durante la temporada de pesca de sardina 2023/24, para las cuatro especies (Tabla 4).

La biomasa promedio por área se calculó multiplicando la densidad de peces ρ_a , por el peso promedio expresado en gramos correspondiente al área y la especie (Ec. 16).

$$\bar{B} = \rho_a w \quad (16)$$

La biomasa total se estimó sumando los valores resultantes de multiplicar la biomasa promedio por el área prospectada correspondiente de la siguiente manera (Ec. 17).

$$B = \bar{B}A \quad (17)$$

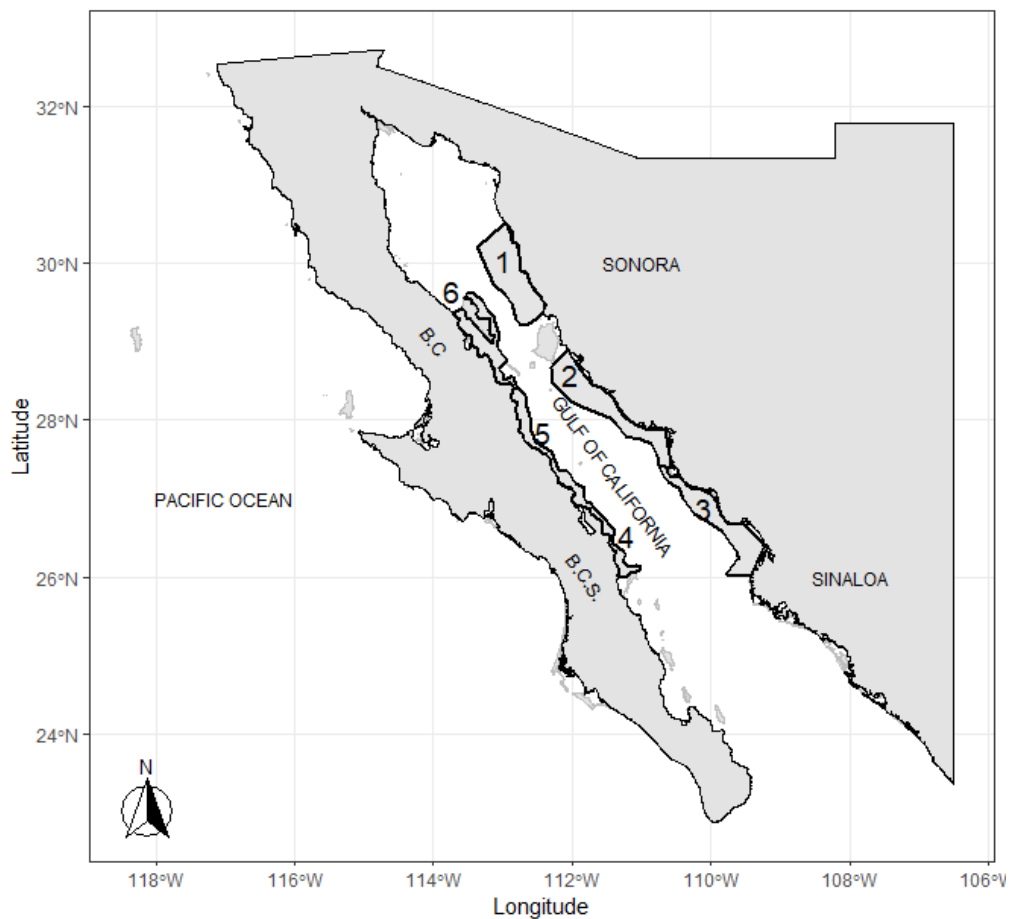


Figura 13. Áreas utilizadas para la estimación de biomasa. En la costa de Sonora: el área uno abarca desde El desemboque de Arriba a Cabo Tepopa; el área dos abarca de Bahía Kino a Isla Lobos; el área tres abarca de Isla Lobos a Punta Ahome. En la costa de la península de Baja California: el área cuatro abarca de Bahía Concepción a Loreto; el área cinco de Bahía San Francisquito a Bahía Concepción y el área seis de Puerto Refugio a Punta San Francisquito.

Tabla 3. Valores de b_{20} medidos en la frecuencia de 38 kHz que fueron utilizadas para las especies *Engraulis mordax*, *Sardinops sagax*, *Scomber japonicus* y *Oligoplites refulgens*, respectivamente, y la referencia correspondiente.

Especie	TS ₃₈ , valor de b_{20} [dB]	Referencia
<i>Engraulis encrasicolus</i>	-66.4	Sobradillo <i>et al.</i> (2021)
<i>Clupeidae sp</i>	-71.9	Foote (1987)
<i>Scomber japonicus</i>	-67.7	Lee <i>et al.</i> (2024)
<i>Oligoplites refulgens</i>	-70.5	Foote (1980)

Tabla 4. Parámetros de la relación peso-longitud para las cuatro especies utilizadas en este estudio, estimadas con la información talla-peso correspondiente a las capturas de la temporada de pesca 2023/24

Especie	Parámetros de la regresión Potencial		Referencia
	a	b	
<i>Engraulis mordax</i>	0.0000054882	3.180058	Nevárez-Martínez <i>et al.</i> (2025)
<i>Sardinops sagax</i>	0.0000058098	3.2099	(Nevárez-Martínez <i>et al.</i> (2025a)
<i>Scomber japonicus</i>	0.00000196	3.41599	Nevárez-Martínez <i>et al.</i> (2025)
<i>Oligoplites refulgens</i>	0.00708	2.93	<i>Este trabajo</i>

7. RESULTADOS

7.1 Calibración

Los resultados de la calibración del 2022 y 2023 se resumen en la Tabla 4 y 5 respectivamente; los modelos del haz del transductor para ambas frecuencias (38 y 120 kHz), en todas las configuraciones calibradas, se hicieron en el software ESP3 (Ladroit *et al.*, 2020). Las mediciones de TS se distribuyeron en todos los cuadrantes y se resumen en las Figuras 14-15 para 2022, y 16-17 para 2023, los resultados muestran el funcionamiento adecuado del sistema, mediante un modelo de haz sin distorsiones con pequeñas desviaciones de las mediciones (Figs. 18 y 19). Los cuadrantes del transductor son circularmente simétricos, lo que se espera en un transductor de haz dividido (Demer *et al.*, 2015), de lo contrario, el modelo del haz sería más ovalado que circular; la cobertura de las mediciones de esfera-TS (+) fue uniforme y el modelo muestra también una cobertura uniforme y contornos circulares y concéntricos. Por lo que se concluye que ambas calibraciones fueron de buena calidad.

Al ser el equipo una ecosonda de haz dividido, fueron estimados α y β , los ángulos de orientación del objetivo a lo largo y a lo ancho del barco, θ (° geométricos), (*Beamwidth alongship* y *Beamwidth athwartship* (°), estos no fueron significativamente diferente del valor nominal indicado por el fabricante; ni tampoco lo fue la ganancia del sistema. En todos los casos, los valores de g_0 y $S_a \text{ corr}$ fueron aplicados al equipo una vez finalizada la calibración. El archivo de calibración fue guardado para ser utilizado en el procesamiento de los datos acústicos.

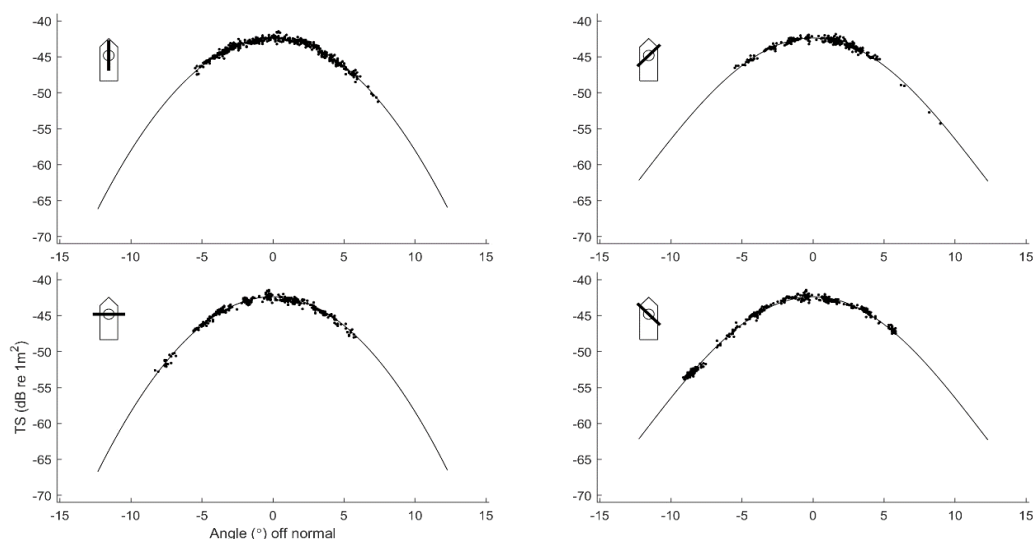


Figura 14. Mediciones de TS que se lograron durante la calibración 2022. Los puntos corresponden al TS de una esfera de carburo de tungsteno de 38.1 mm, la línea continua representa el modelo de has ajustado para el transductor de 38 kHz con un ancho de haz de 11.94°. La orientación de cada sección transversal del haz se indica en la parte superior izquierda de la gráfica.

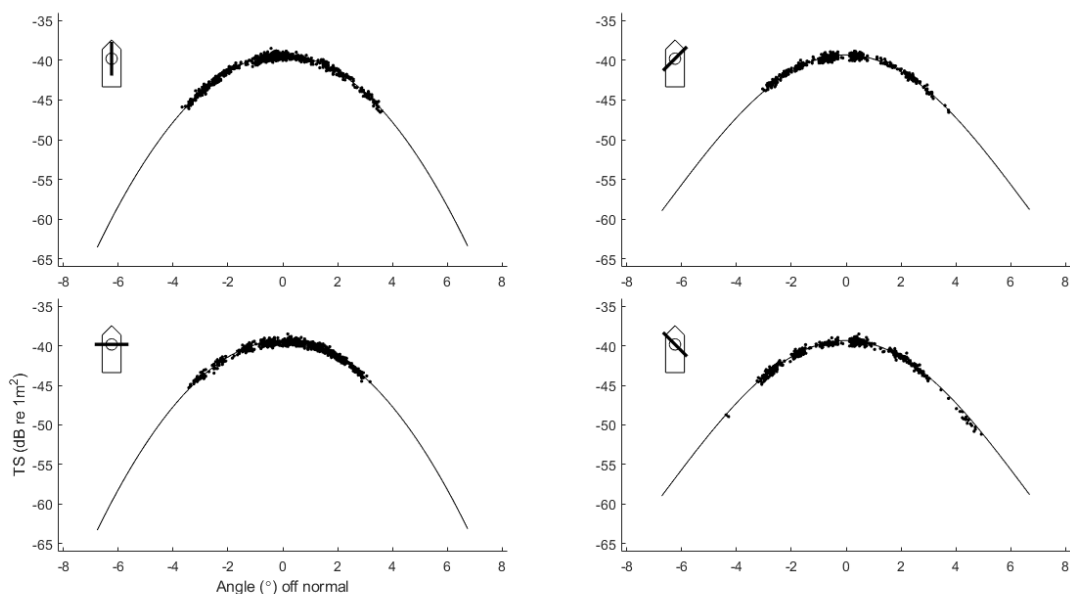


Figura 15. Mediciones de TS que se lograron durante la calibración 2022. Los puntos corresponden al TS de una esfera de carburo de tungsteno de 38.1 mm, la línea continua representa el modelo de has ajustado para el transductor de 120 kHz con un ancho de haz de 7.61°. La orientación de cada sección transversal del haz se indica en la parte superior izquierda de la gráfica.

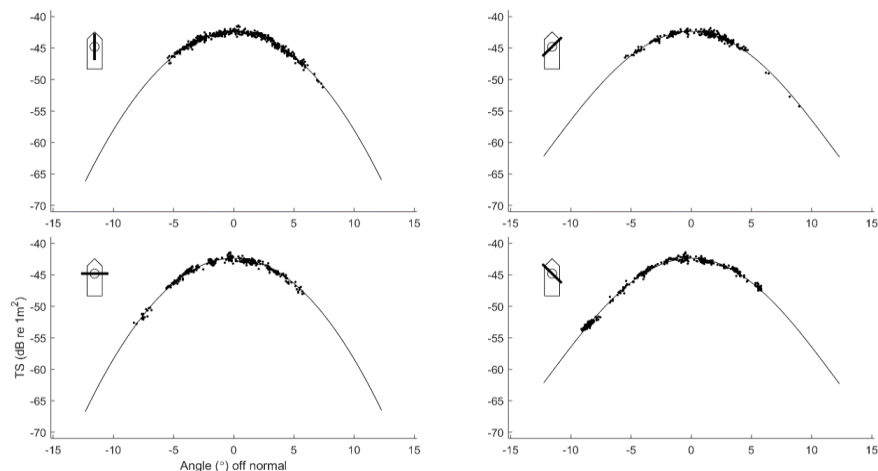


Figura 16. Mediciones de TS que se lograron durante la calibración 2023. Los puntos corresponden al TS de una esfera de carburo de tungsteno de 38.1 mm, la línea continua representa el modelo de has ajustado para el transductor de 38 kHz con un ancho de haz de 11.94°. La orientación de cada sección transversal del haz se indica en la parte superior izquierda de la gráfica.

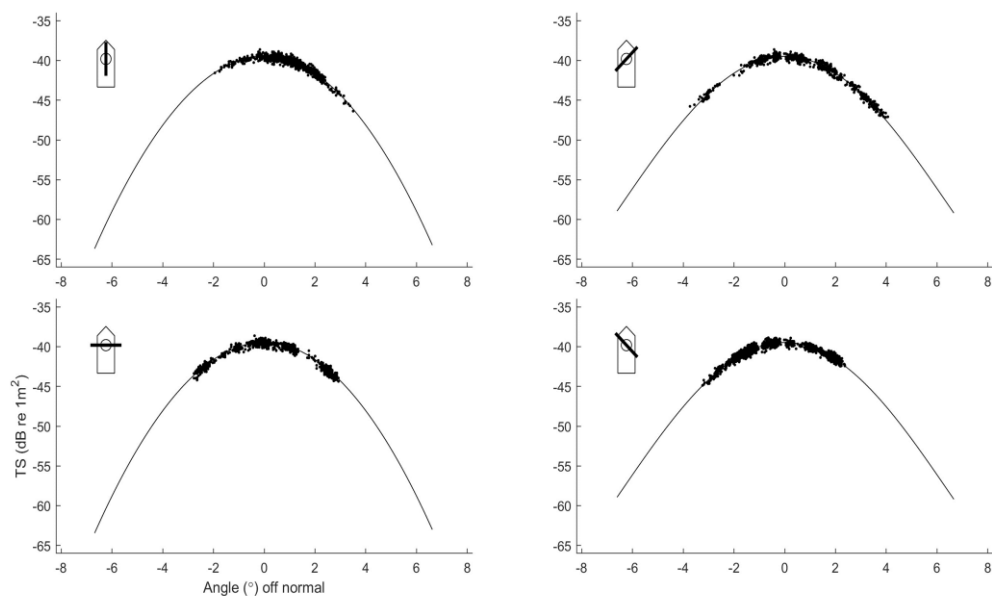


Figura 17. Mediciones de TS que se lograron durante la calibración 2023. Los puntos corresponden al TS de una esfera de carburo de tungsteno de 38.1 mm, la línea continua representa el modelo de has ajustado para el transductor de 120 kHz con un ancho de haz de 7.61°. La orientación de cada sección transversal del haz se indica en la parte superior izquierda de la gráfica.

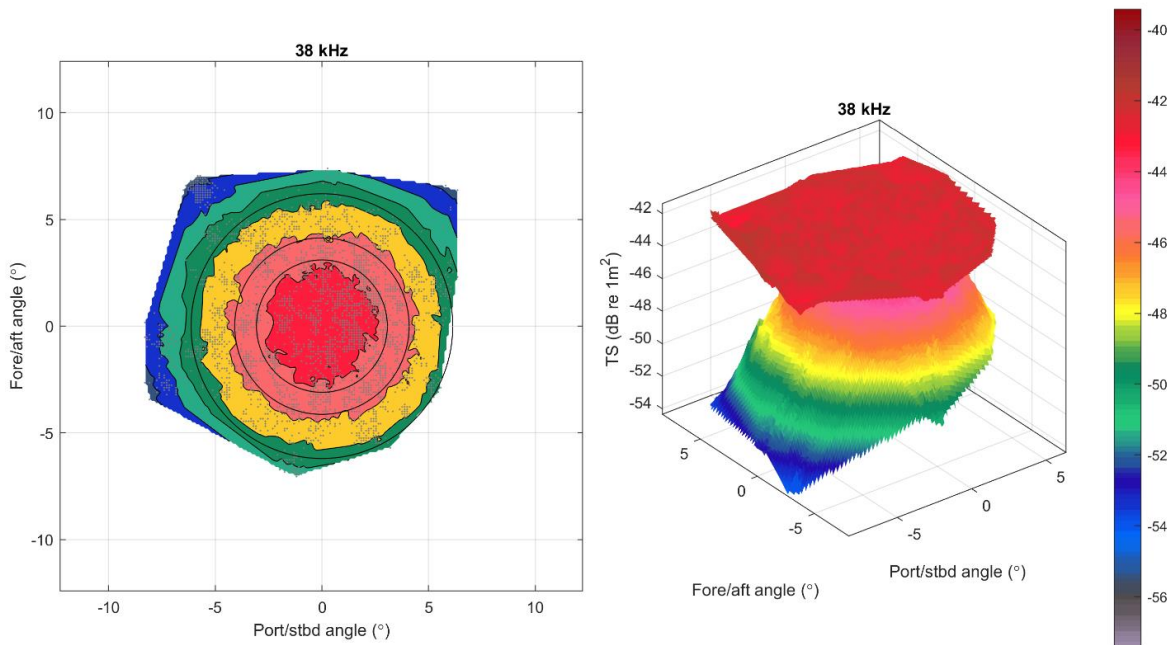


Figura 18. Modelo de haz para el transductor de 38 kHz con un ancho de haz de 11.94°, estimado utilizando medidas de TS (dB) de una esfera de carburo de tungsteno de 38.1 mm de diámetro (haz no compensado). Calibración de 2022.

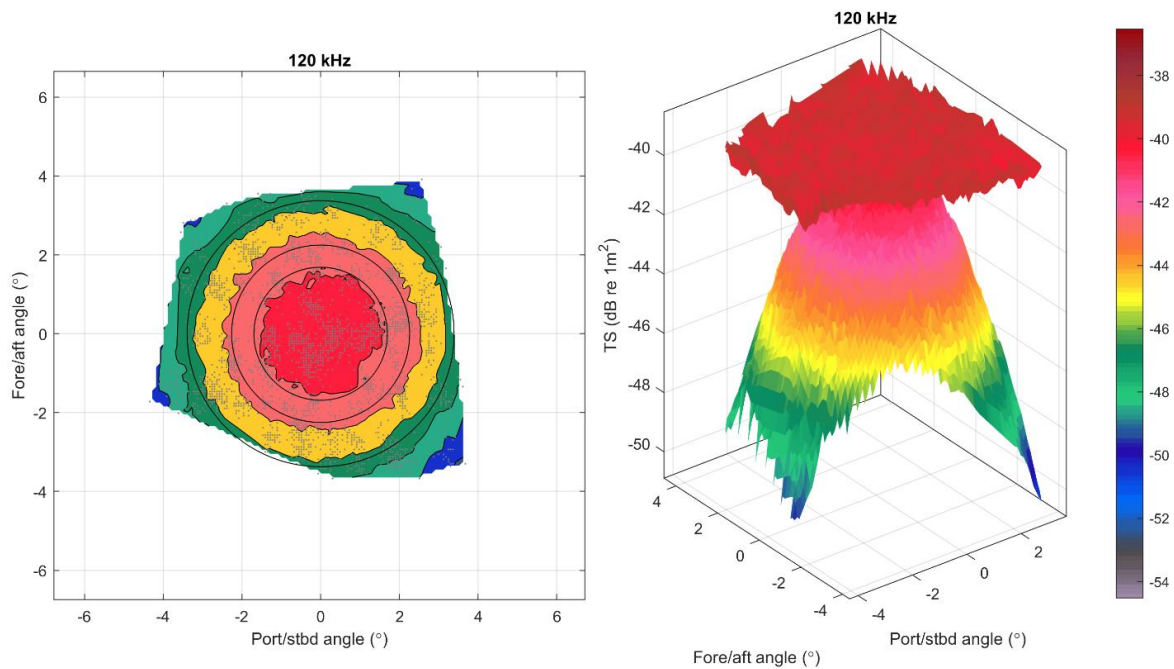


Figura 19. Modelo de haz para el transductor de 38 kHz con un ancho de haz de 11.94°, estimado utilizando medidas de TS (dB) de una esfera de carburo de tungsteno de 38.1 mm de diámetro (haz no compensado).

Tabla 5. Resultados del proceso de calibración en el sistema EK60 instalado a bordo del BIP XI, 2022 y 2023.

	Frecuencia (kHz)	Duración de pulso (ms)	Potencia (Watts)	S_a corr dB	Gain (dB)	Beamwidth Alongship (°)	Beamwidth Athwartship (°)	RMS
2022	38	512	1000	-0.59	21.02	12.57	12.48	0.08
	120	512	250	-0.37	25.05	6.81	6.81	0.07
	120	256	250	-0.52	24.95	6.88	7.29	0.22
2023	38	512	1000	0.15	20.10	12.72	12.48	0.26
	120	512	250	-0.03	23.49	6.71	6.69	0.09

7.2 Muestra acústica y tamaño de la celda

Los resultados de la prueba de Kruskal–Wallis ($\alpha=0.05$) mostraron diferencias significativas en las medianas de los pelágicos menores entre cardúmenes completos y las regiones internas de éstos mismos ($\chi^2 = 1402$, $p - \text{value} < 2.2e - 16$). Se aplicó también por especie, siendo igualmente los resultados significativos (Tabla 6).

En cuanto a la escala utilizada, los resultados del ANOVA indican una diferencia significativa en la distribución de valores de S_{ν} , entre especies en ambas escalas y frecuencias (Figs. 21-24, Tabla 7). En la escala 11 x 3, la distribución de valores corresponde a una distribución normal con una moda fácilmente identificable; en la escala 19 x 19 el rango intercuantil es más ancho que el respectivo en la escala anterior, esto es independientemente de la especie (Figs. 25-26; Tabla 7). En algunos casos en la escala 11 x 3, destaca una moda secundaria que no se observa en la escala 19 x 19 (*Scomber japonicus*). Con estos resultados, en los análisis posteriores a este punto del flujo de trabajo, se utilizaron muestras que corresponden a cardúmenes completos en una escala de suavizado de 11 x 3.

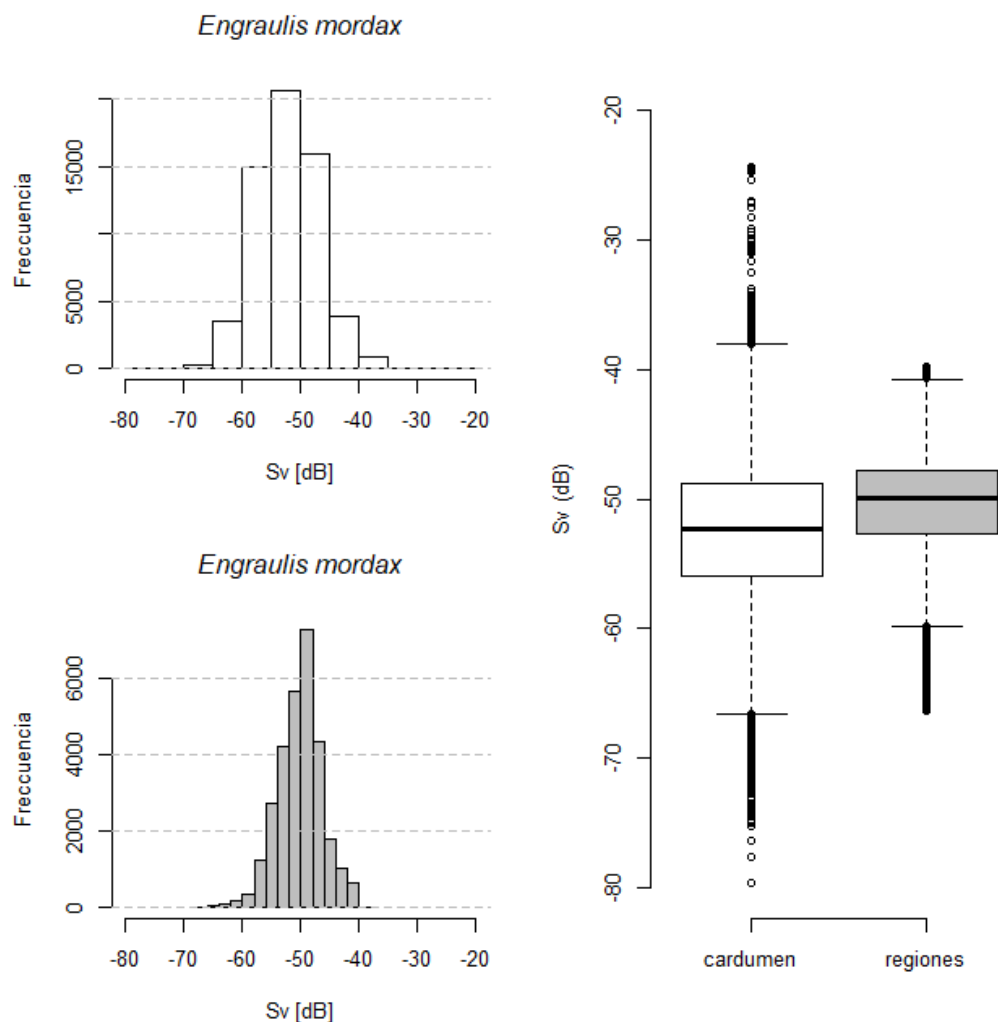


Figura 20. Distribución de valores de S_v , $dB re 1 m^{-1}$ para la especie *Engraulis mordax*, utilizando los valores de cardúmenes completos (gris claro), y los valores de regiones internas y representativas de cardúmenes monoespecíficos (gris oscuro). Medias de -48.85 y -49.65 dB, respectivamente.

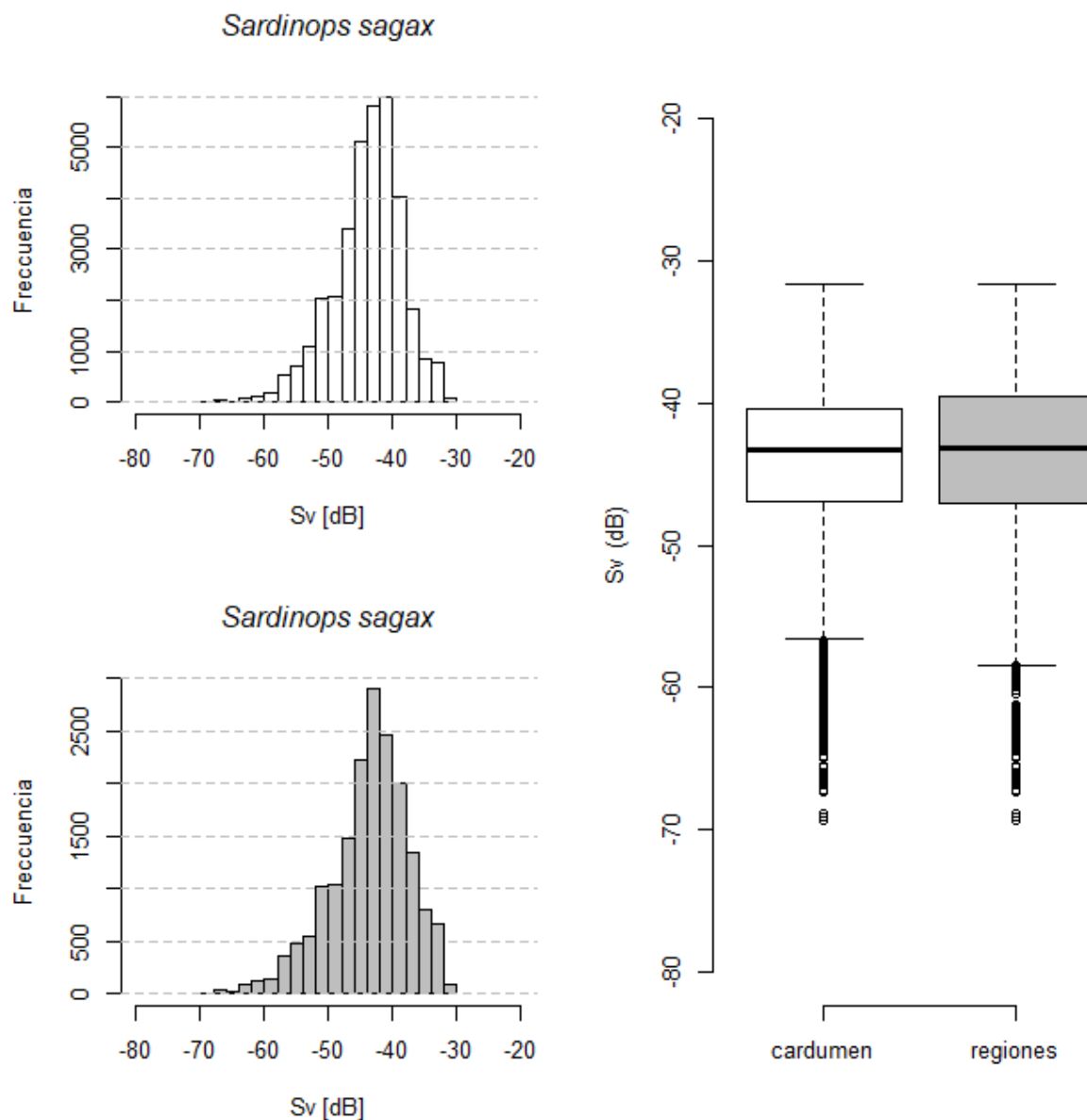


Figura 21. Distribución de valores de S_v dB re $1\ m^{-1}$ para la especie *Sardinops sagax*, utilizando los valores de cardúmenes completos (gris claro), y los valores de regiones internas y representativas de los cardúmenes monoespecíficos (gris oscuro).

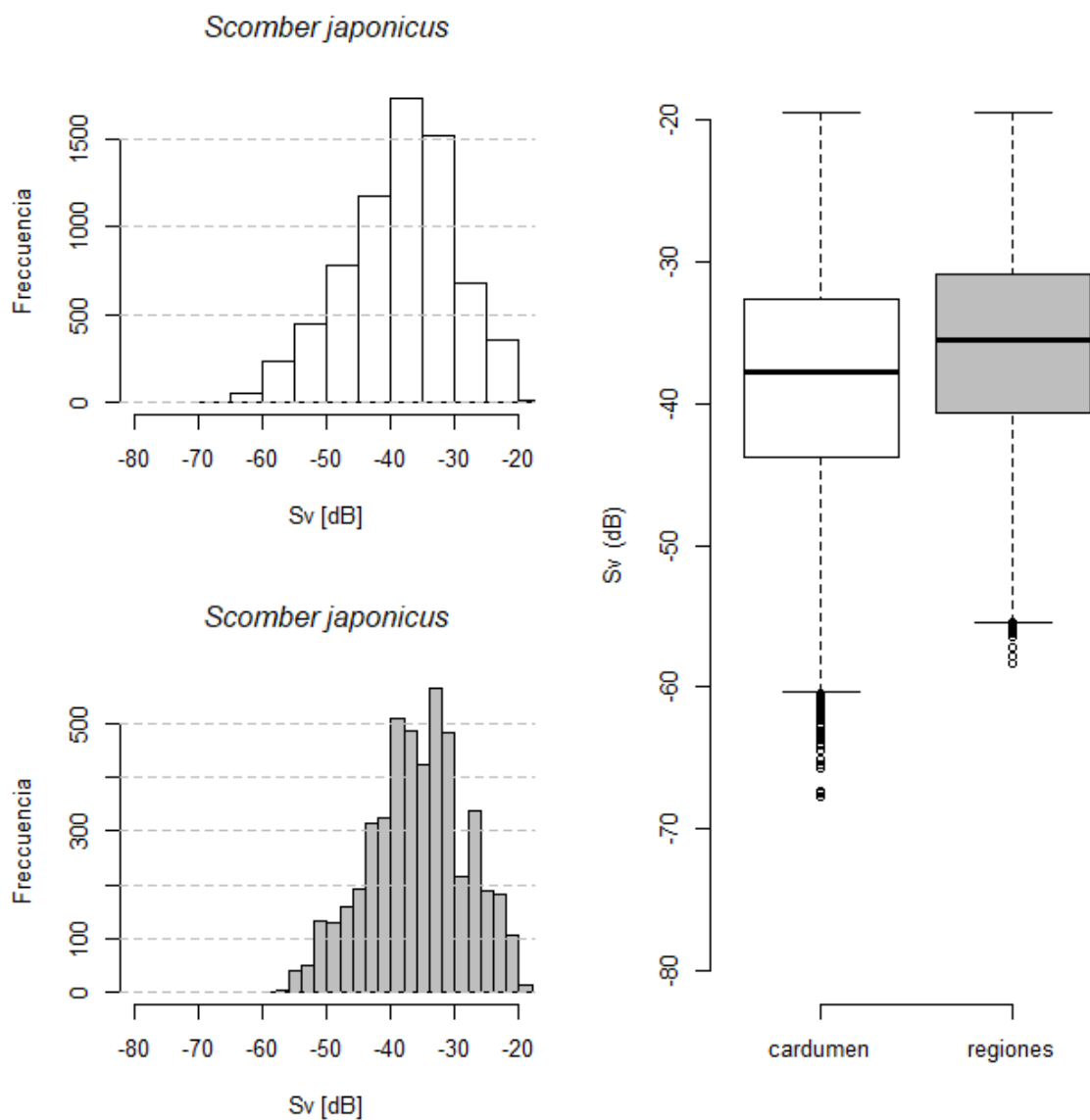


Figura 22. Distribución de valores de S_v , dB re $1\ m^{-1}$ para la especie *Scomber japonicus*, utilizando los valores de cardúmenes completos (gris claro), y los valores de regiones internas y representativas de los cardúmenes monoespecíficos (gris oscuro). Medias de -40.66 y -42.56 dB, respectivamente.

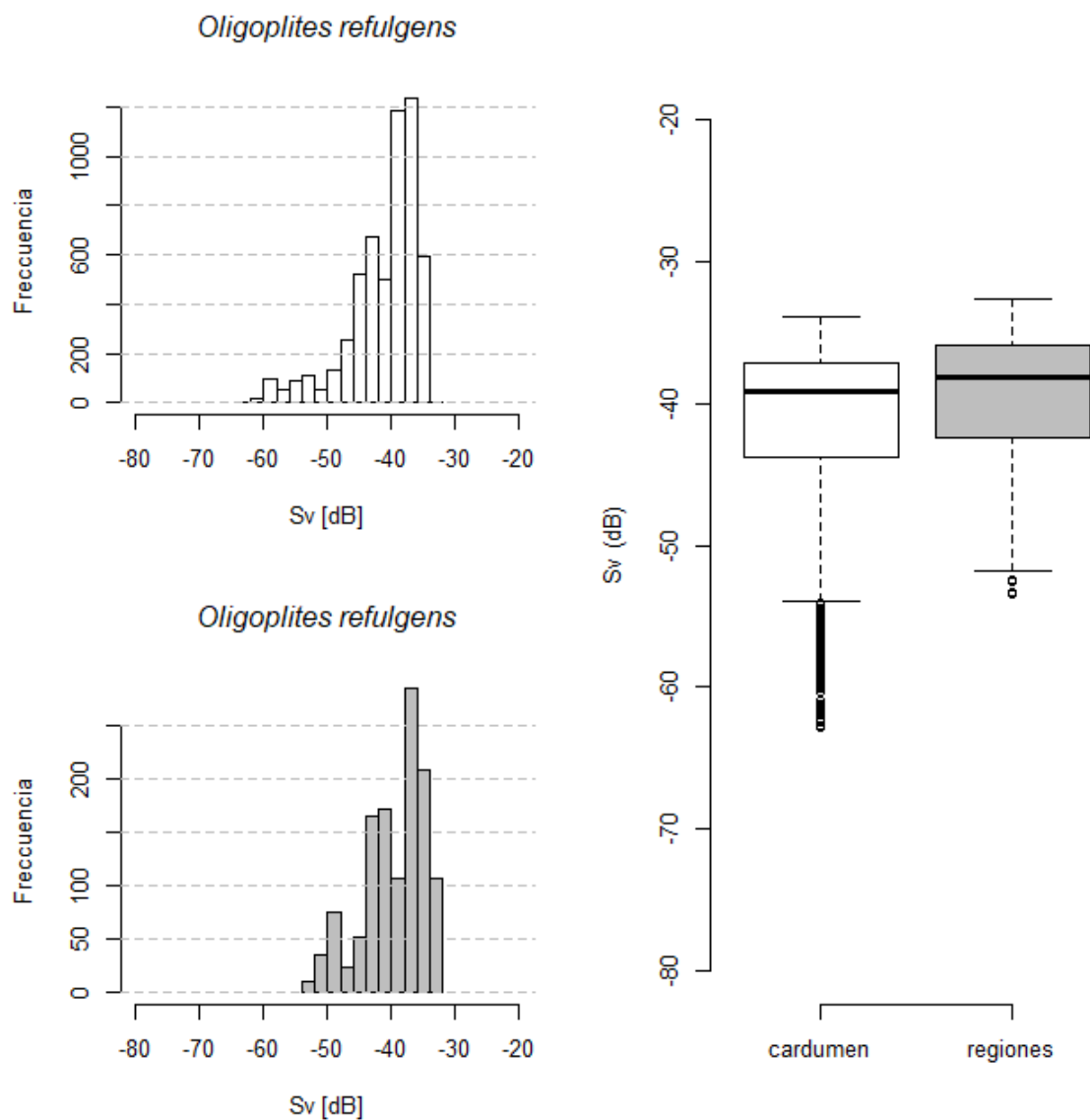


Figura 23. Distribución de valores de S_v , dB re $1\ m^{-1}$ para la especie *Oligoplites refulgens*, utilizando los valores de cardúmenes completos (gris claro), y los valores de regiones internas y representativas de los cardúmenes monoespecíficos (gris oscuro). Medias de -41.18 y -39.52 dB , respectivamente.

Tabla 6. Resultados del Análisis de Kruskal–Wallis para cardúmenes y regiones. Resultados por especie y en el complejo de especies.

	Resultado de la prueba
<i>Engraulis mordax</i>	$x^2 = 1405, \text{g.l.} = 1, \text{p-value} < 2.2\text{e} - 16$
<i>Sardinops sagax</i>	$x^2 = 43.87, \text{g.l.} = 1, \text{p-value} < 3.49\text{e} - 11$
<i>Scomber japonicus</i>	$x^2 = 233.75, \text{g.l.} = 1, \text{p-value} < 2.2\text{e} - 16$
<i>Oligoplites refulgens</i>	$x^2 = 109.91, \text{g.l.} = 1, \text{p-value} < 2.2\text{e} - 16$
Pelágicos menores (PelMen)	$x^2 = 1402, \text{g.l.} = 1, \text{p-value} < 2.2\text{e} - 16$

Tabla 7. Resultados del Análisis de Varianza entre dos escalas de suavizado (19 x 19 & 11 x 3), para tres especies de pelágicos menores exportados en la frecuencia de 38 kHz.

	Suma de cuadrados	F valor	Valor de P
<i>E. mordax</i>	1759	78.75	$2x 10^{-16}$
Residuales	$19x10^5$	22.3	
<i>S. japonicus</i>	4453	137	$2x 10^{-16}$
Residuales	$38x10^4$	32	
<i>S. sagax</i>	3584	113	
Residuales	$11x10^7$	32	$2x 10^{-16}$

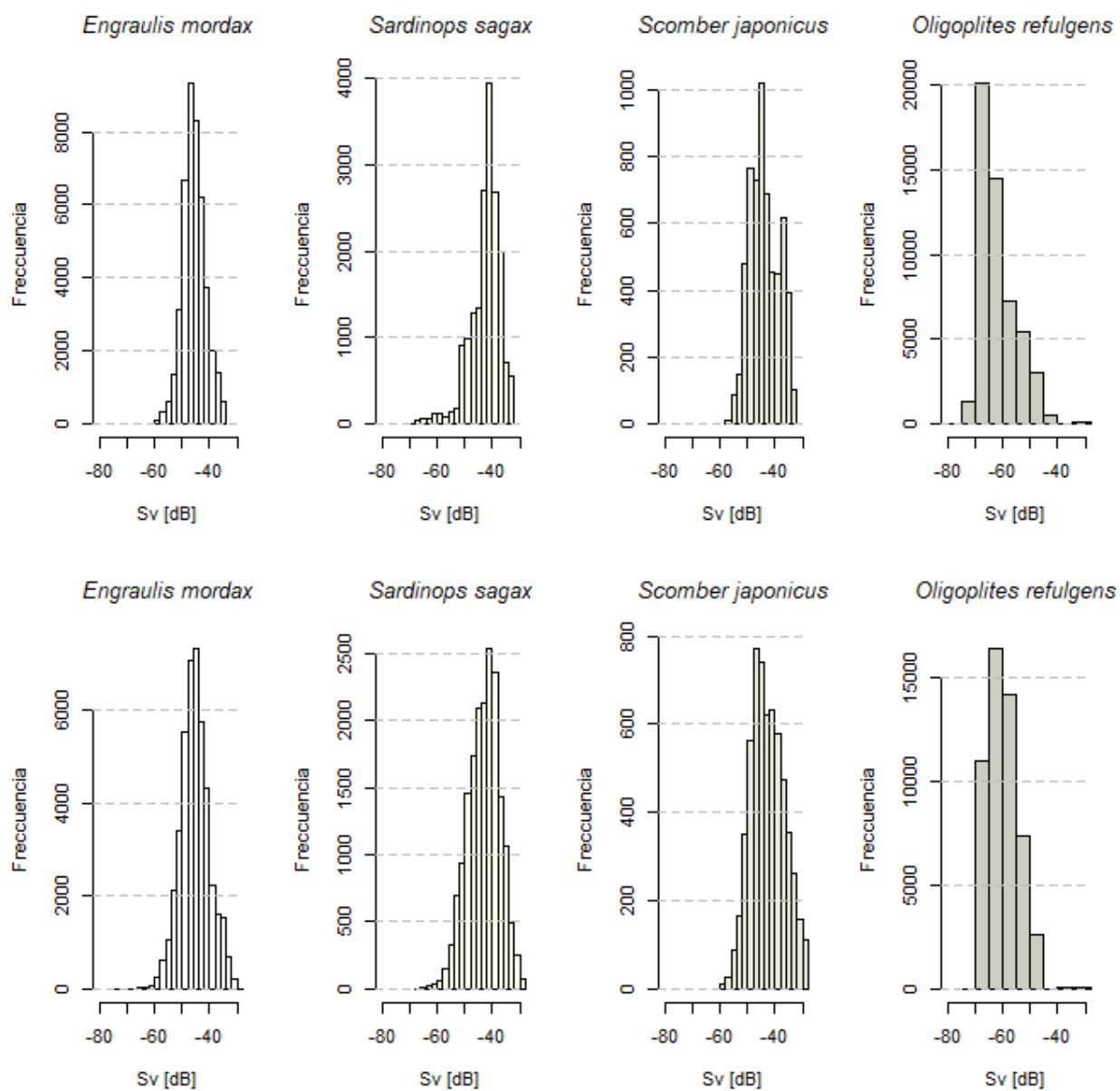


Figura 24. Distribución de valores de S_v , dB re $1 m^{-1}$, utilizando ambas escalas 11 x 3 (arriba) y 19 x 19 (abajo), de cuatro especies en 38 kHz.

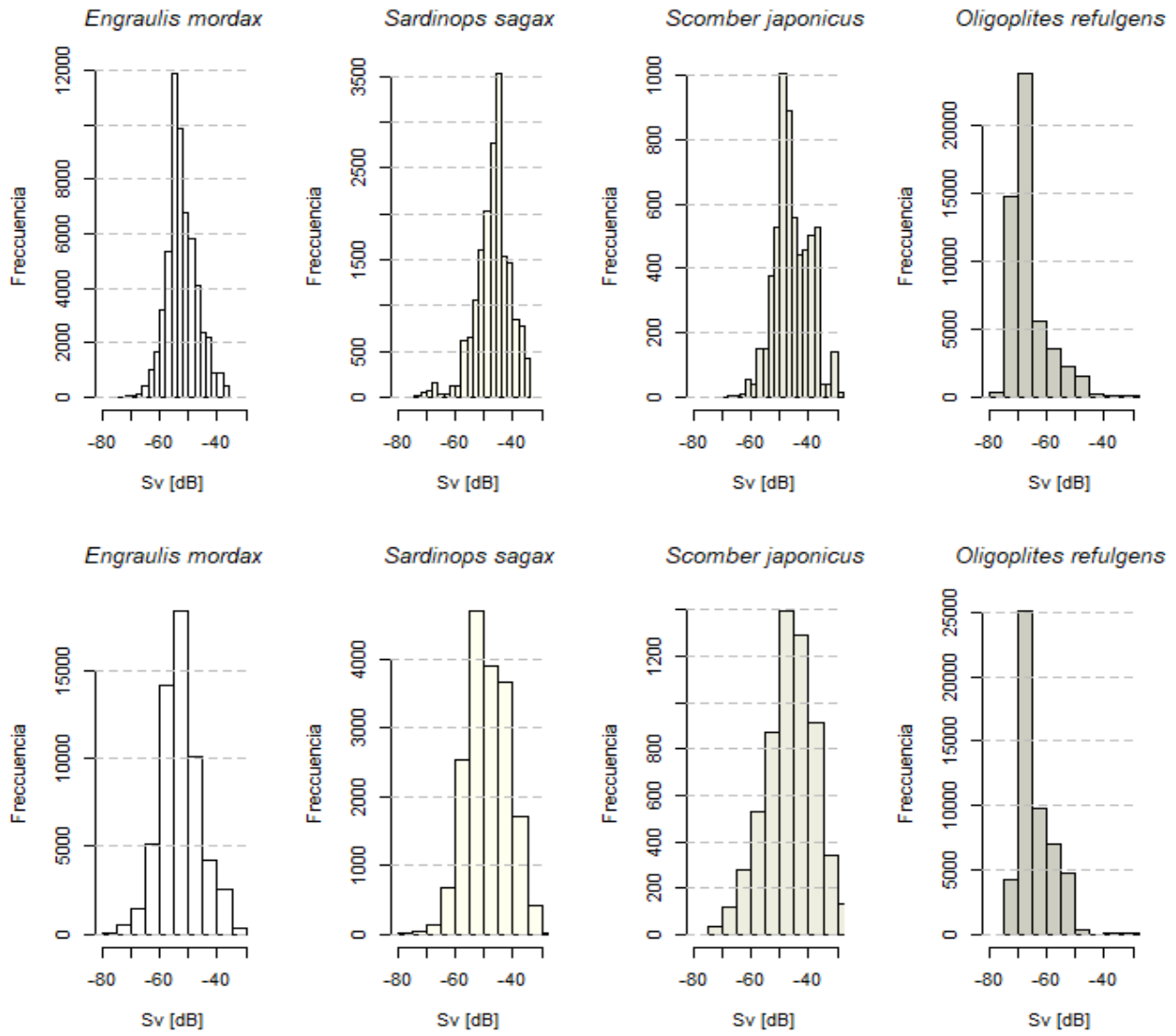


Figura 25. Distribución de valores de S_v dB re $1 m^{-1}$, utilizando ambas escalas 11 x 3 (arriba) y 19 x 19 (abajo), de cuatro especies en 120 kHz.

7.3 Filtro de Desviación Estándar

Se exportaron un total de 149, 638 valores, considerando a las cuatro especies: *Engraulis mordax*, *Sardinops sagax*, *Scomber japonicus* y *Oligoplites refulgens*. Existe una diferencia significativa en la distribución de valores entre las especies, pero también dentro de una misma especie.

En la especie *Engraulis mordax*, los valores abarcan una distribución que va desde -70 dB hasta -30 dB. En 2013 el rango intercuartil de la distribución se encuentra en -55.45 dB y -52.88 dB, respectivamente. En 2016 los valores de estos cuantiles se ubican en -49.05 dB y -46.51 dB. En 2021 estos se ubican en -55 dB y -51 dB (Fig. 27). La distribución de tallas que representan los valores de estos cardúmenes se presenta en la Fig. 28.

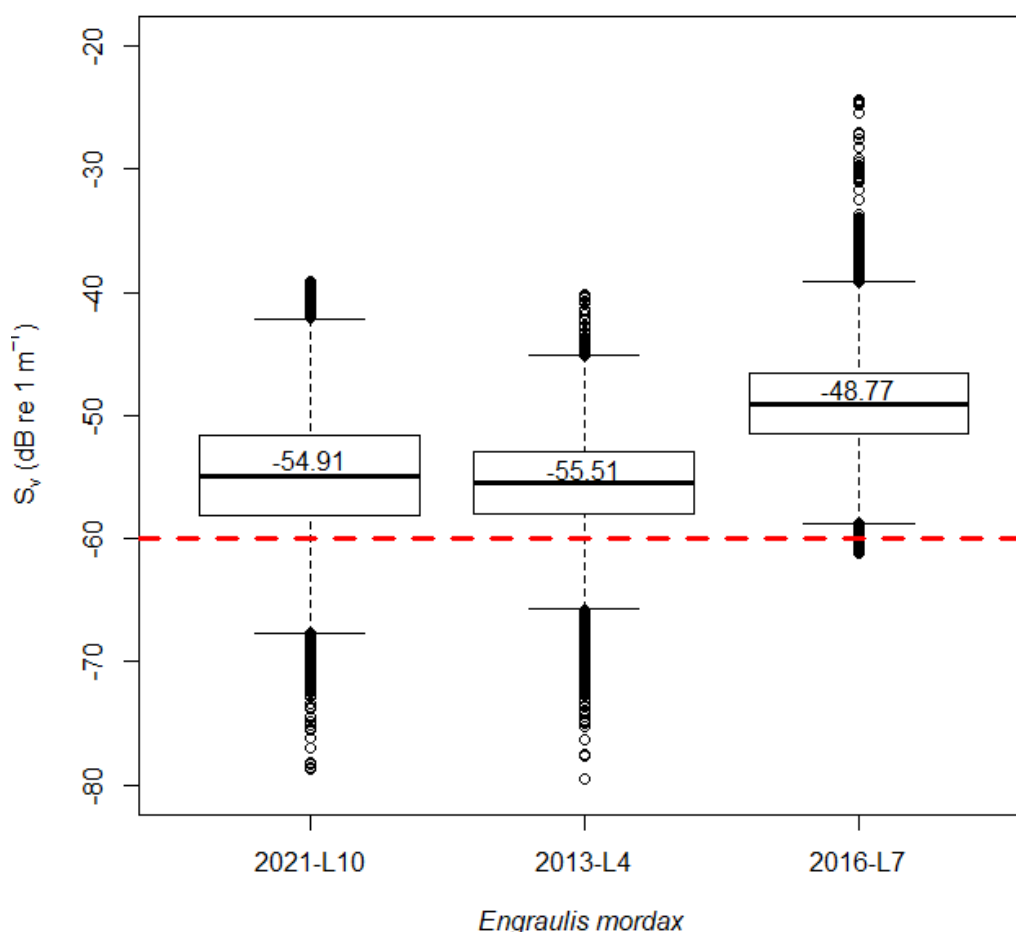


Figura 26. Se presentan los valores de desviación estándar (SD) del S_v en decibeles (dB) para *Engraulis mordax*, agrupados por año y lance. Las cajas están ordenadas de acuerdo con la longitud promedio (LP) del muestreo correspondiente a cada lance, en orden creciente. Los valores medios de SD están indicados con números en color negro. La línea roja punteada representa el umbral de SD elegido como criterio de filtrado para excluir lances con alta dispersión en los datos acústicos.

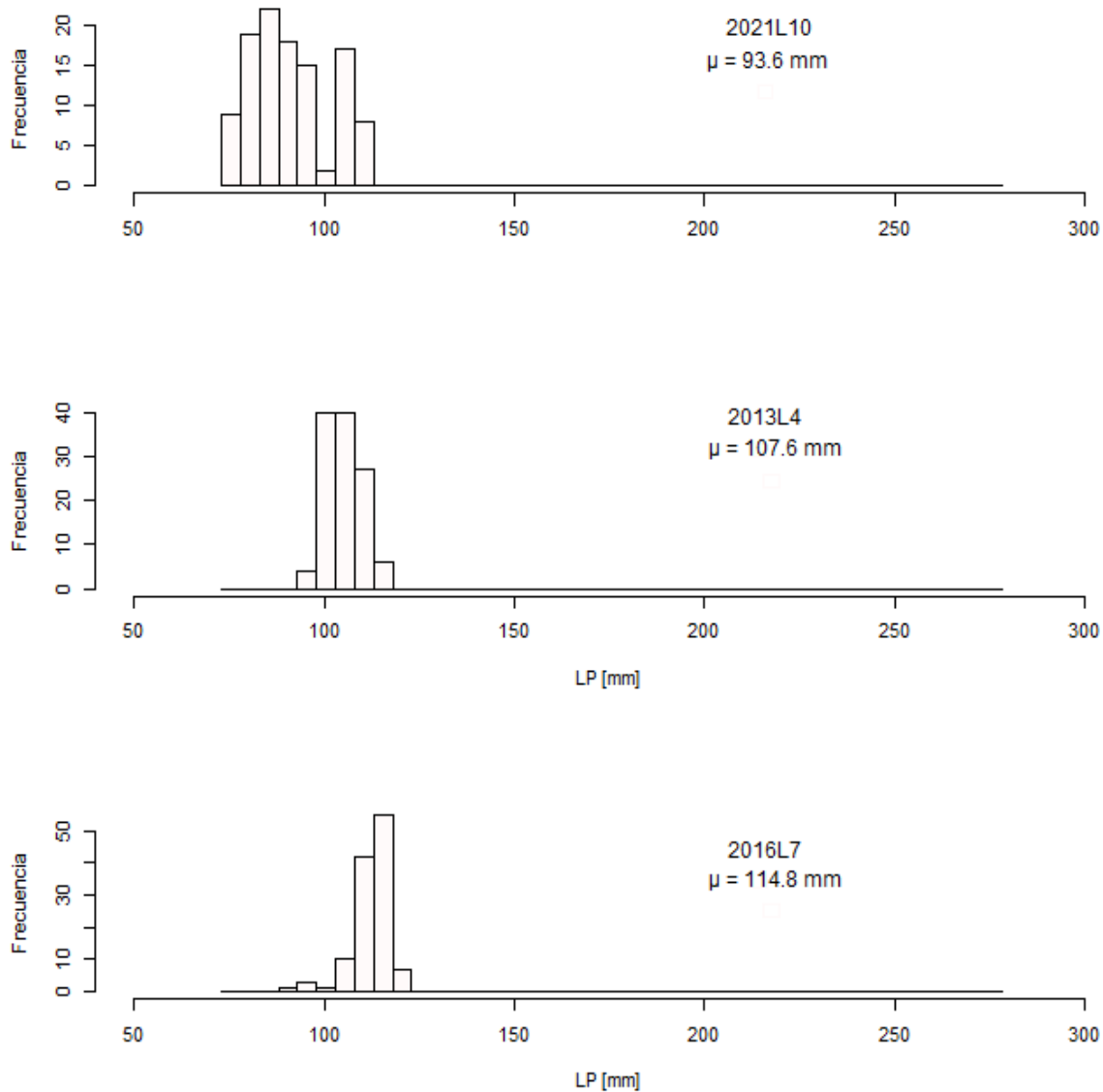


Figura 27. Distribución de tallas de los muestreos correspondientes a los lances 2021L10, 2013L4 y 2016L7, con capturas de *Engraulis mordax* de 300 (100%), 350 (100%) y 41.5 (95%) kg, respectivamente. En el lance 2016L7 el 5% restante correspondió a *Sardinops sagax*.

En *Sardinops sagax*, los valores abarcan una distribución que va desde -70 dB hasta -30 dB. En 2013L17 el rango intercuartil de la distribución se encuentra entre -46.7 y -40.09 dB. En 2017-L23 estos valores se ubican en -44.45 y -39 dB. En 2017-L18 el rango intercuartil se ubica en -48.74 y -42.65 dB (Fig. 29). La distribución de tallas que representan los valores de estos cardúmenes se presenta en la Fig. 30.

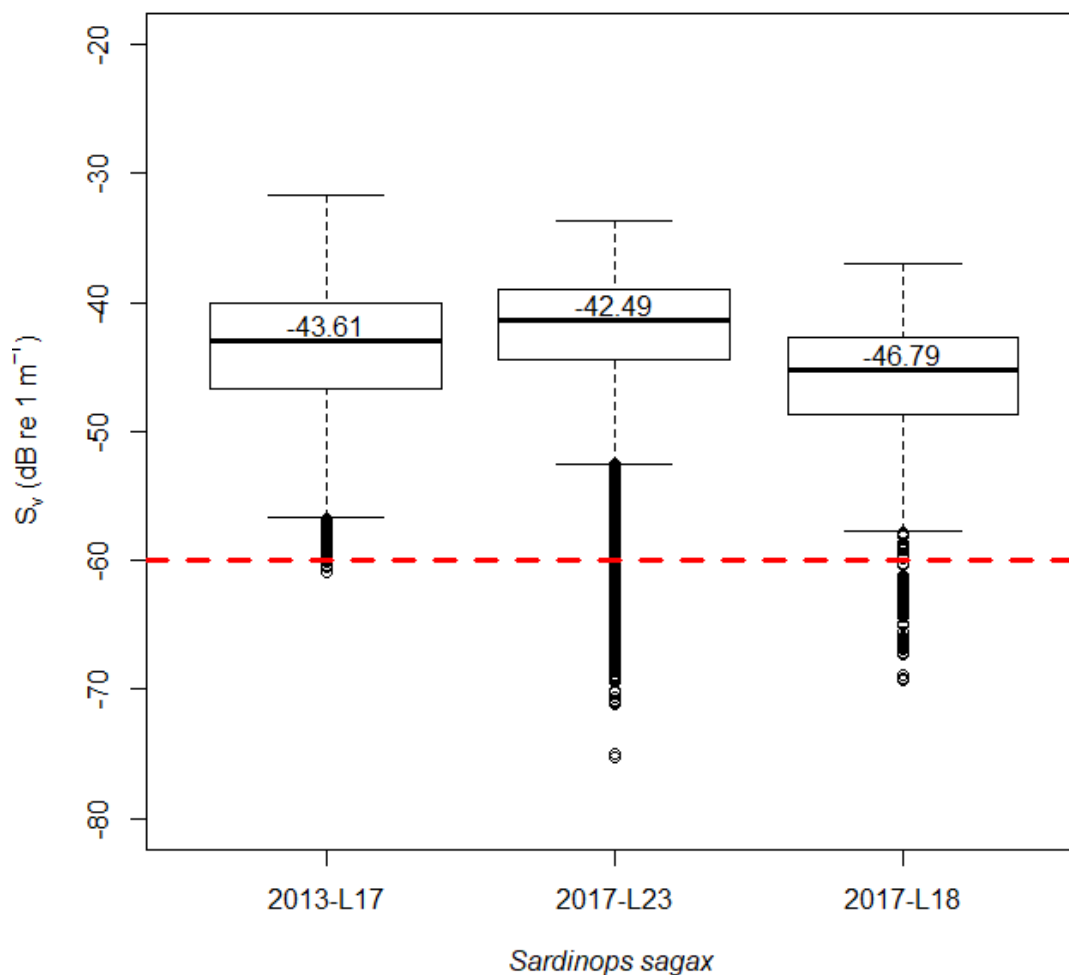


Figura 28. Valores de desviación estándar (SD) en dB de *Sardinops sagax* por año y lance. Las cajas están ordenadas de acuerdo con la longitud promedio (LP) del muestreo correspondiente a cada lance, en orden ascendente. El valor puntual de la media de SD está indicado con números en color negro. La línea roja punteada representa el umbral de SD seleccionado como criterio de filtrado.

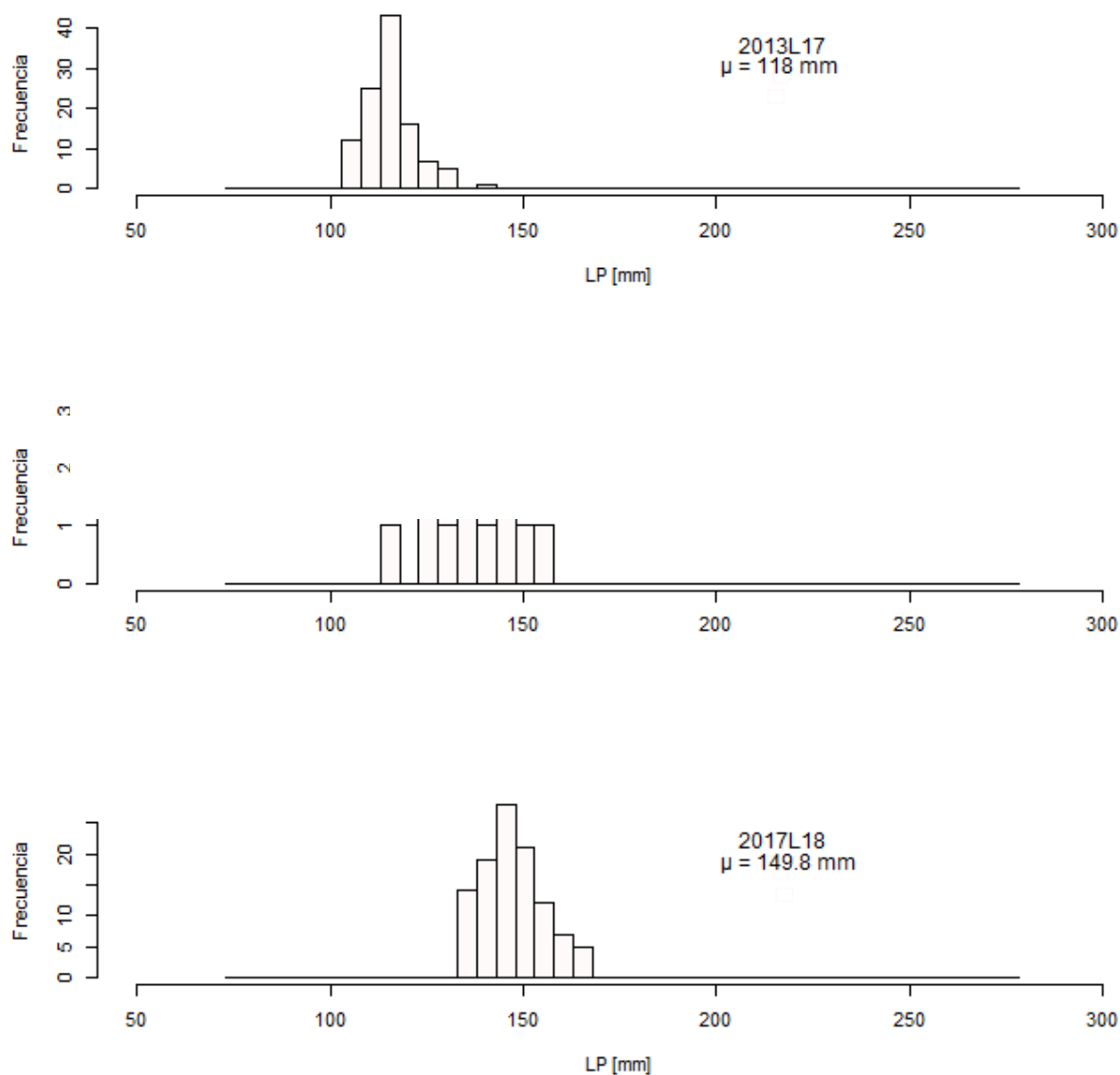


Figura 29. Distribución de tallas en los lances 2013L17, 2017L23 y 2017L18, con capturas de *Sardinops sagax* de 330 (100%), 61 (99%) y 60 (98%) kg, respectivamente. En los lances 2017L23 el 1% restante correspondió a *Engraulis mordax*. En el lance 2017L18 el 2% restante correspondió a *Scomber japonicus*.

En la especie *Scomber japonicus* los valores abarcan una distribución que va desde -70 dB hasta -30 dB. En 2021-L8 el rango intercuartil de la distribución se encuentra entre -46.7 y -35.8 dB. En 2017-L8 el rango intercuartil se ubica en -55.69 y -37.56 dB (Fig. 30). En 2017-L20 estos valores se ubican en -54.8 y -41.67 dB. La distribución de tallas que representan los valores de estos cardúmenes se presenta en la Fig. 31.

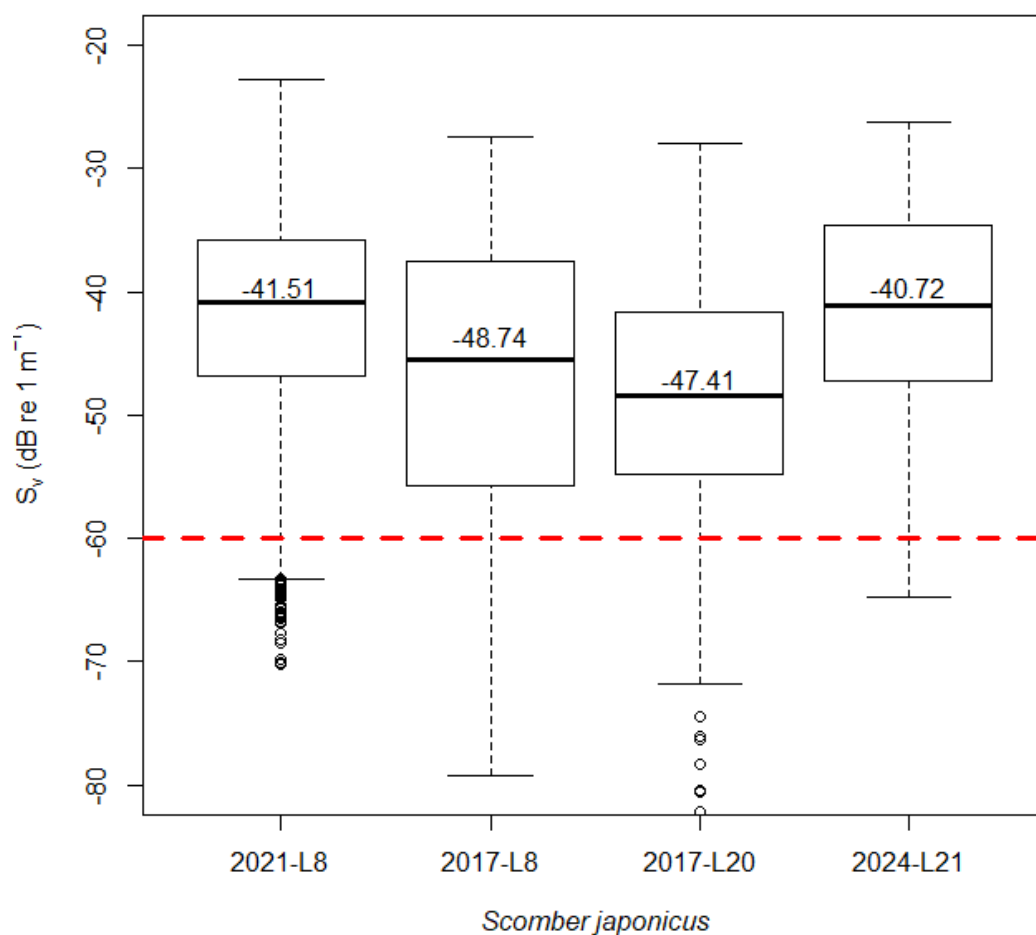


Figura 30. Valores de desviación estándar (SD) en dB de *Scomber japonicus* por año y lance. Las cajas están ordenadas de acuerdo con la longitud total (LT) promedio del muestreo correspondiente a cada lance, en orden ascendente. El valor puntual de la media de SD está representado con números en color negro. La línea roja punteada indica el umbral de SD seleccionado como criterio de filtrado.

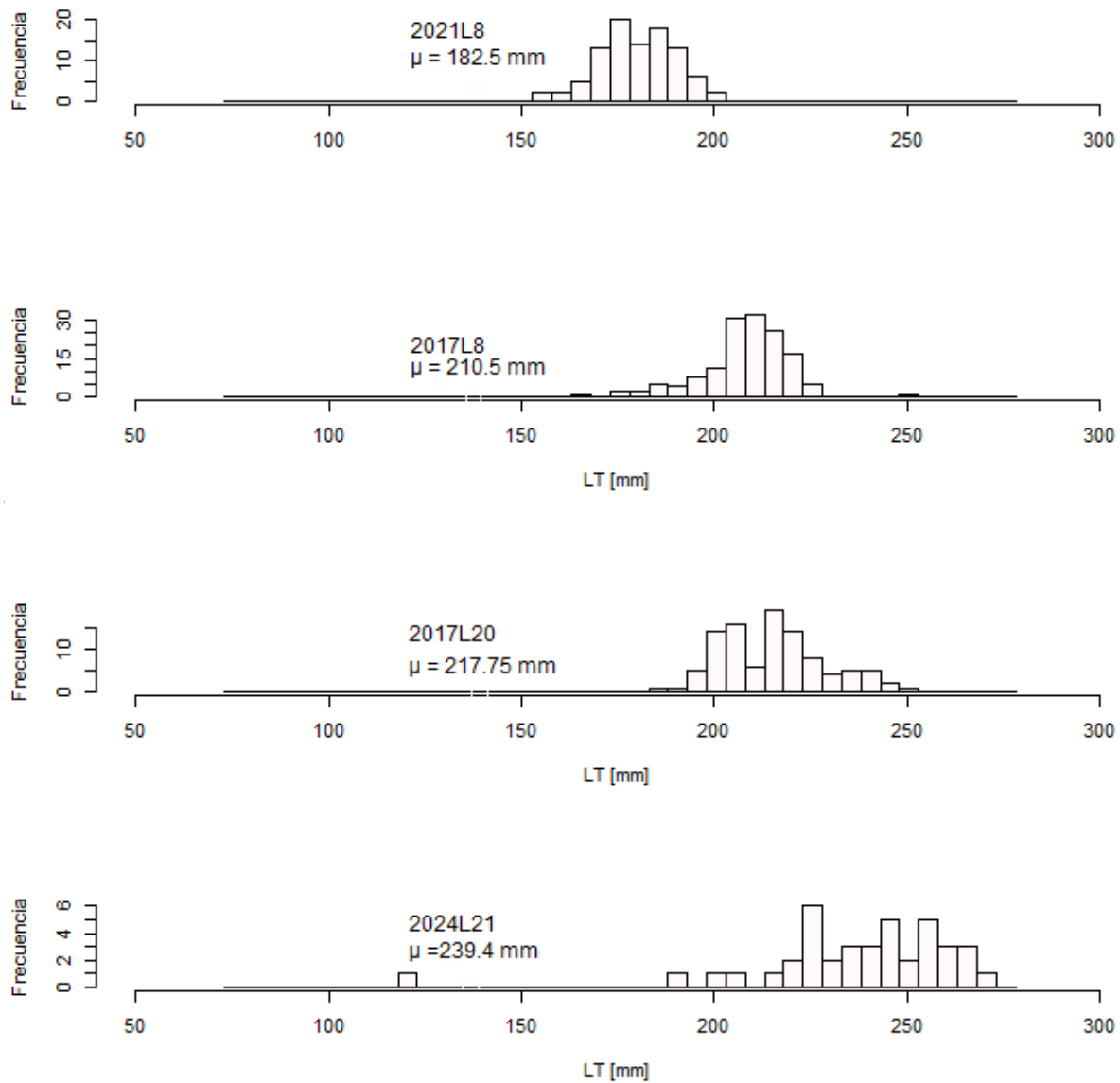


Figura 31 Distribución de tallas en los lances 2021L8, 2017L8, 2017L20 y 2024L21, con capturas de *Scomber japonicus* de 11.5, 175, 140 y 10 kg, respectivamente.

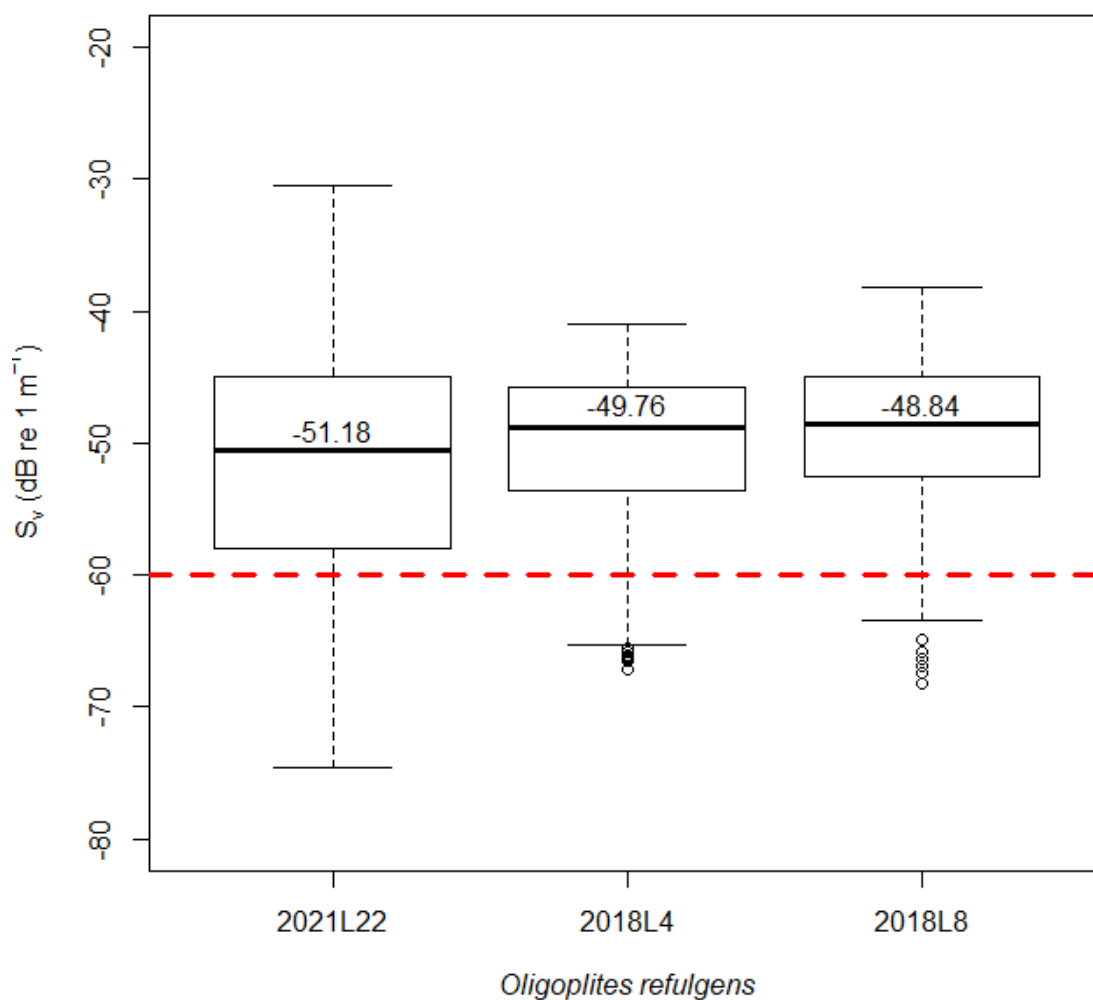


Figura 32. Valores de SD en dB de *Oligoplites refulgens* en los lances 2021L20, 2018L4 y 2018L8. El valor puntual de la media se encuentra representado con números en negro. En rojo y punteada el valor del umbral elegido para el filtro de SD.

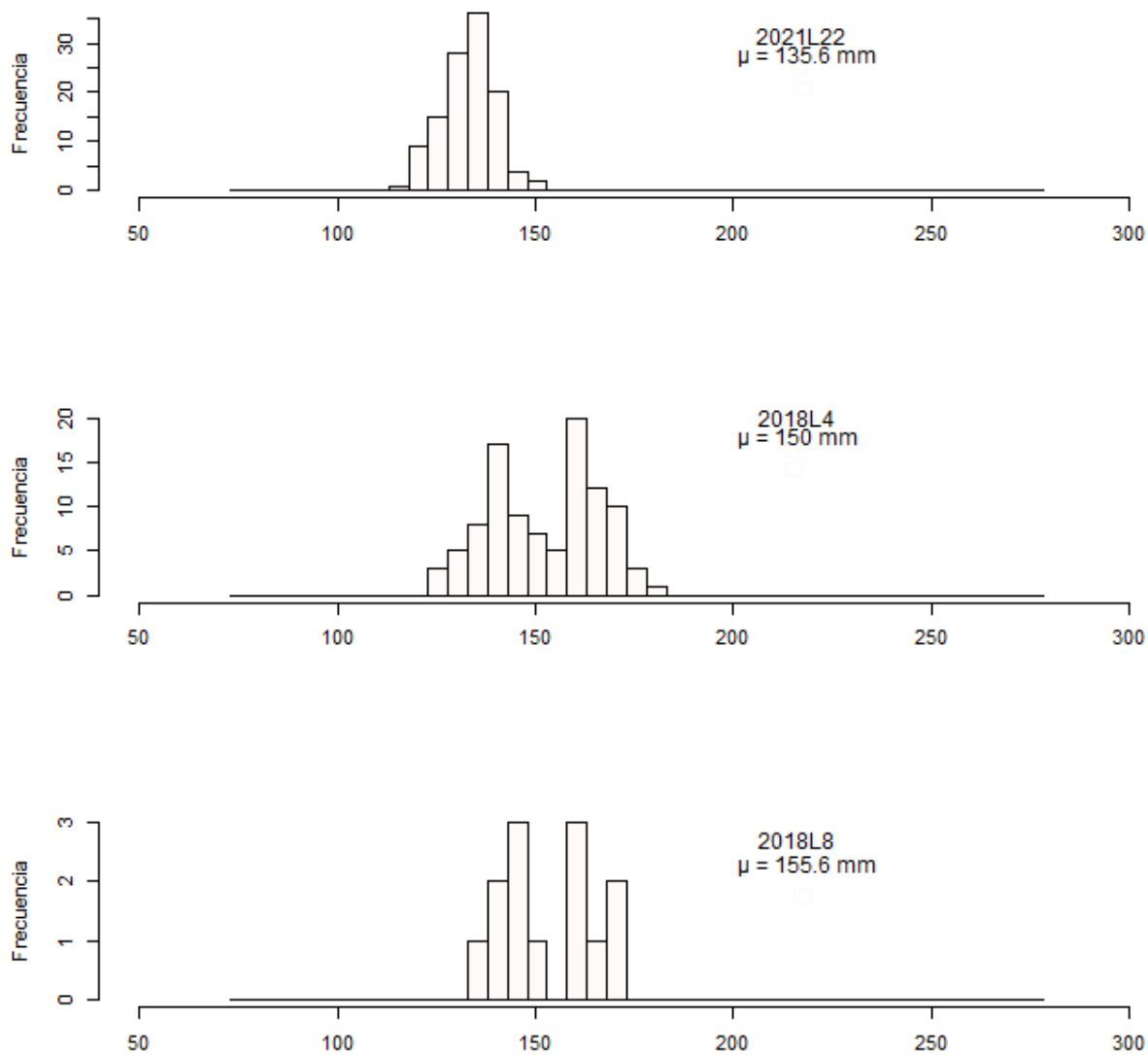


Figura 33. Distribución de tallas del muestreo masivo de los lances 2021L22, 2018L4 y 2018L8, que correspondió a una captura de *Oligoplites refulgens* de 250, 3 y 8 kg, respectivamente.

En la Fig. 34 se observan los valores de SD en dB de las cuatro especies utilizadas en este trabajo. Como es de esperarse, la distribución de valores es muy amplia, sin embargo, la variación interna que se observa en *S. japonicus* y *O. refulgens* es mayor que en las especies *E. mordax* y *S. sagax*. Las especies en conjunto tiene un rango intercuartil que va de -53.79 a -41.79 dB y una media en -47.91 dB. La línea punteada de color rojo representa el valor de SD utilizado en el filtro de desviación estándar descrito en este trabajo.

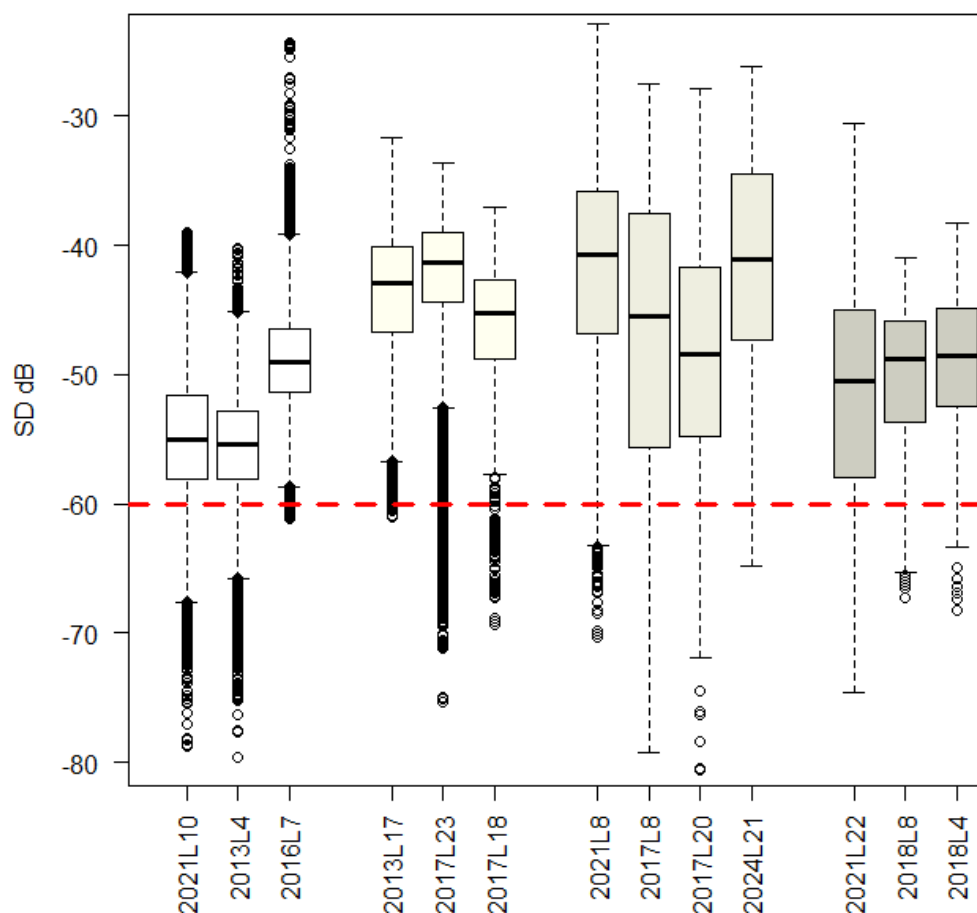


Figura 34. Valores mínimos, máximos, medianas y errores estándar de la desviación estándar (SD) en dB para cuatro especies de pelágicos menores, en el siguiente orden (de izquierda a derecha): *Engraulis mordax* (blanco), *Sardinops sagax* (beige), *Scomber japonicus* (gris claro) y *Oligoplites refulgens* (gris oscuro). La línea roja punteada representa el umbral de SD seleccionado como criterio de filtrado.

7.3.1 Aplicación del filtro de SD

La aplicación del filtro basado en los valores de SD, tiene el objetivo de separar espacialmente los cardúmenes, incorporando en lo menos posible, el solapamiento de otras especies. Fueron aplicados diferentes valores entre -55 a -60 dB como umbral sobre cardúmenes con capturas, proporciones y tallas conocidas. En algunos casos, los valores en -57 dB fueron suficientes para recuperar espacialmente todo el cardumen. En la mayoría de los casos, el valor de -60 dB fue necesario. Por ello, se decidió utilizar el valor de -60 dB como umbral, ya que en valores menores los cardúmenes de anchoveta se representan de manera incompleta. Algunos de estos ejemplos se presentan en la Fig. 35. En la Fig. 36 se observa la aplicación de un umbral de -60 dB en varios cardúmenes con referencia.

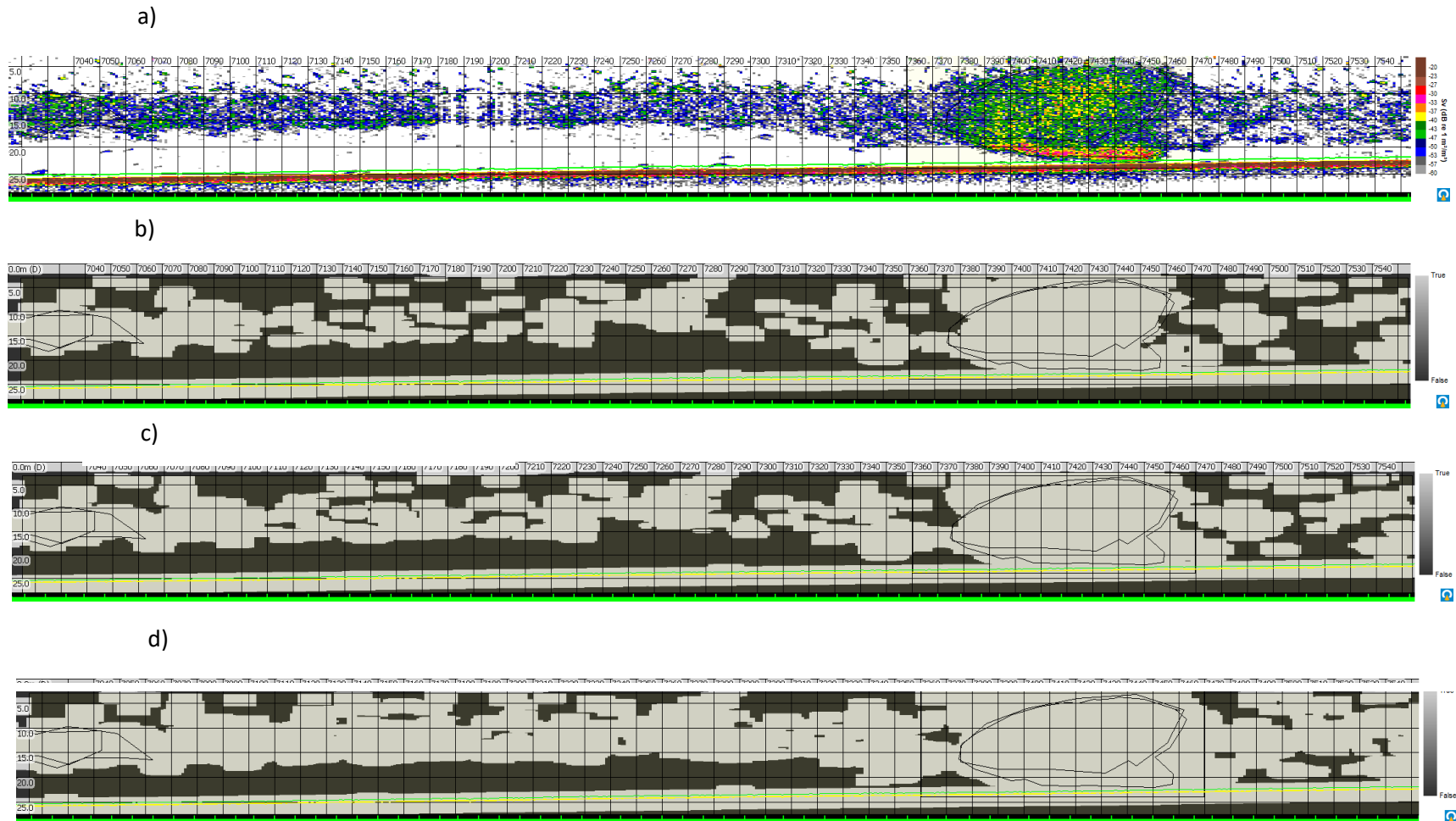
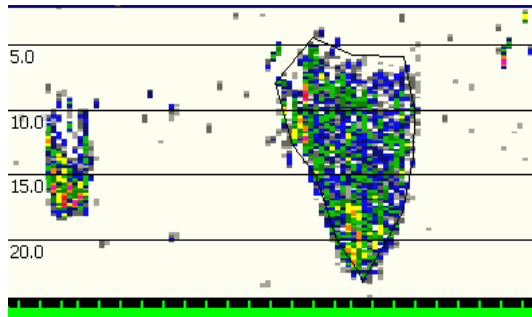
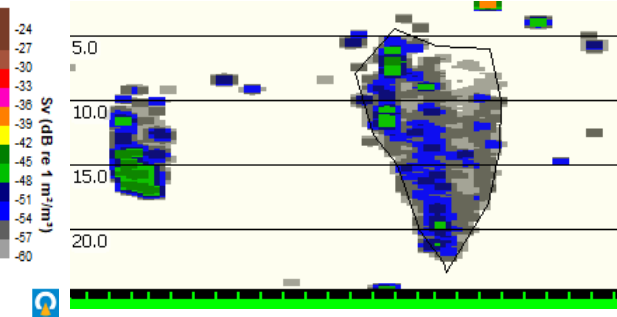


Figura 35. Agregación de *E. mordax* (90%). Ejemplo de aplicación del filtro espacial de SD con tres diferentes valores de umbral. a) Valores originales de Sv de las agregaciones; b) valores de umbral en -55 dB; c) valores de umbral en -57 dB; d) valores de umbral de -60 dB.

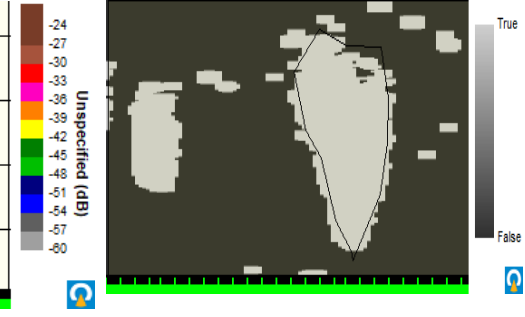
Etiqueta	Tipo de cardúmenes	Especies observadas
2021L10	Cardúmenes en forma de gota. Constantes por más de 1 mn.	<i>E. mordax</i> (100%)



S_v dB re $1 m^{-1}$

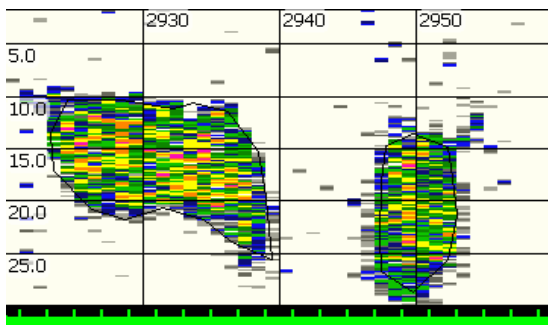


Desviación estándar [dB]

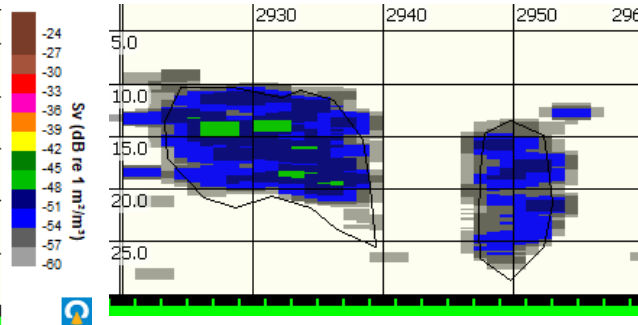


Filtro en - 60 dB

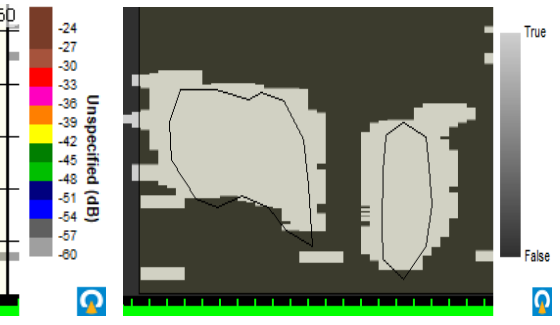
Etiqueta	Tipo de cardúmenes	Especies observadas
2013L4	Cardúmenes en forma de gota. Constantes por más de 1 mn.	<i>E. mordax</i> (100%)



S_v dB re $1 m^{-1}$

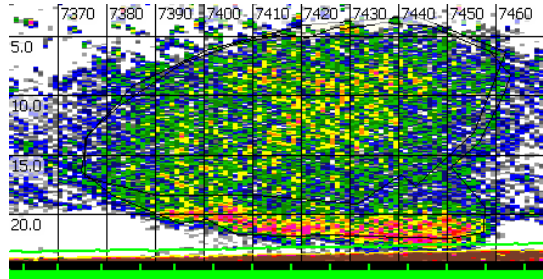


Desviación estándar [dB]

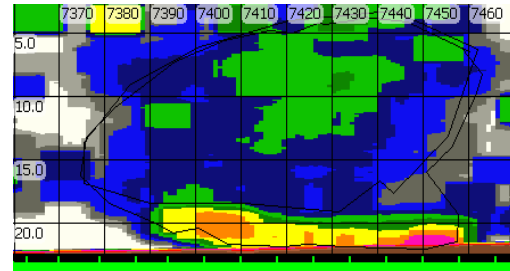


Filtro en - 60 dB

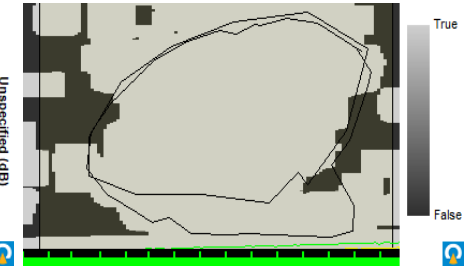
Etiqueta	Tipo de cardúmenes	Especies observadas
2016L7	Cardúmenes comprimidos al disminuir la profundidad	<i>E. mordax</i> (95%) <i>S. sagax</i> (5%)



S_v dB re $1 m^{-1}$

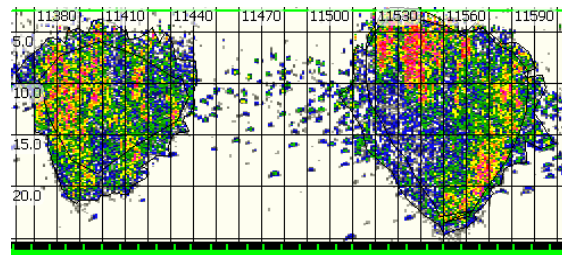


Desviación estándar [dB]

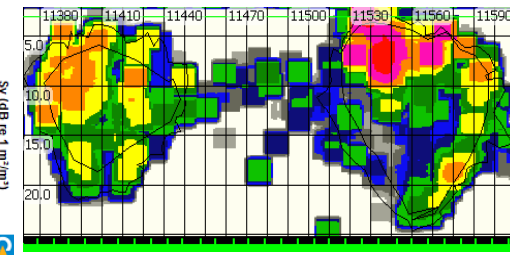


Filtro en -60 dB

Etiqueta	Tipo de cardúmenes	Especies observadas
2013L17	Cardúmenes típicos bien formados	<i>S. sagax</i> (100%)



S_v dB re $1 m^{-1}$

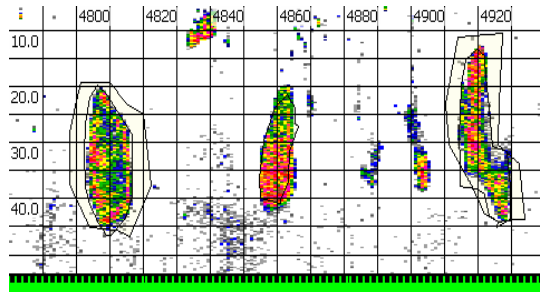


Desviación estándar [dB]

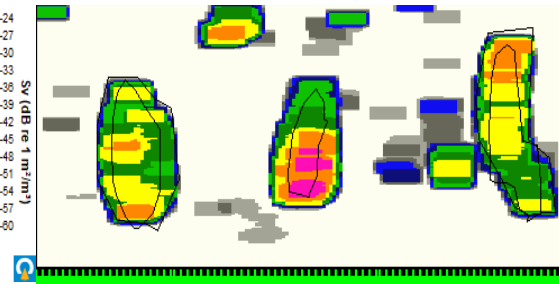


Filtro en -57 dB

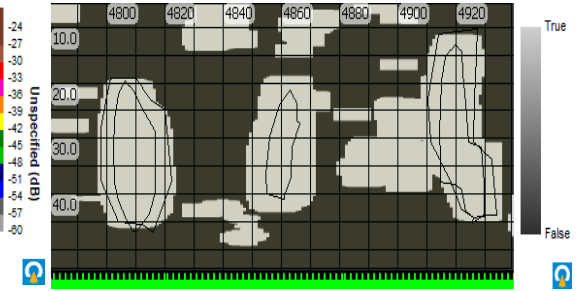
Etiqueta	Tipo de cardúmenes	Especies observadas
2017L23	Cardúmenes típicos bien formados	<i>S. sagax</i> (100%)



S_v dB re 1 m^{-1}

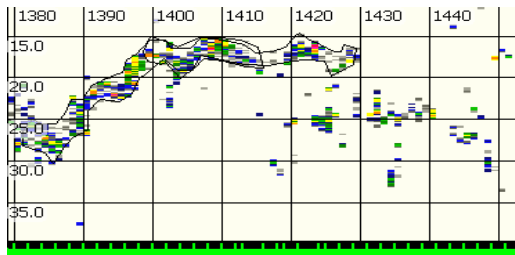


Desviación estándar [dB]

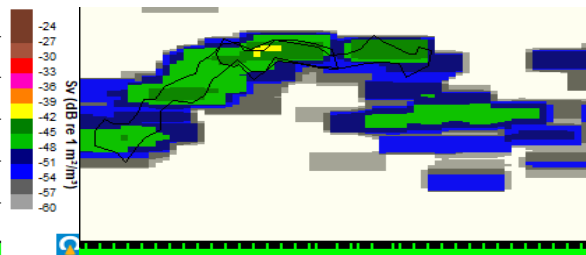


Filtro en -60 dB

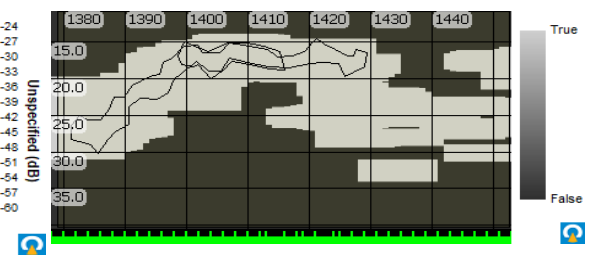
Etiqueta	Tipo de cardúmenes	Especies observadas
2017L18		<i>S. sagax</i> (100%)



S_v dB re 1 m^{-1}

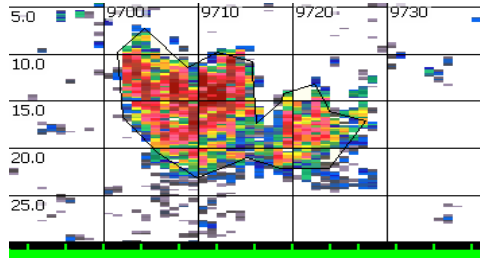


Desviación estándar [dB]

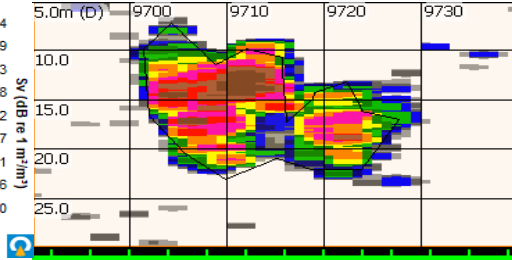


Filtr en -60 dB

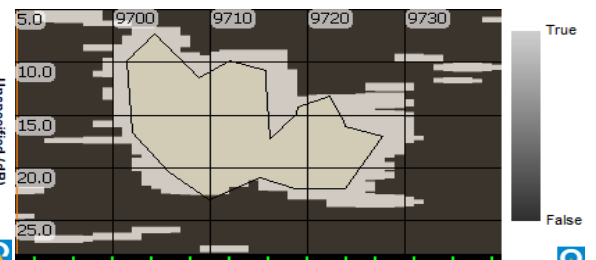
Etiqueta	Tipo de cardúmenes	Especies observadas
2021L8		<i>S. japonicus</i> (88%) <i>E. mordax</i> (12%)



S_v dB re 1 m^{-1}

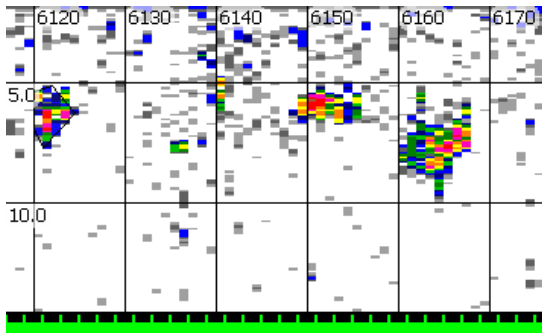


Desviación estándar [dB]

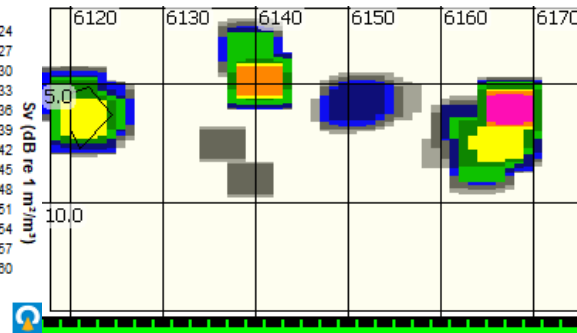


Filtro en -60 dB

Etiqueta	Tipo de cardúmenes	Especies observadas
2017L8		<i>S. japonicus</i> (100%)



S_v dB re 1 m^{-1}



Desviación estándar [dB]



Filtro en -60 dB

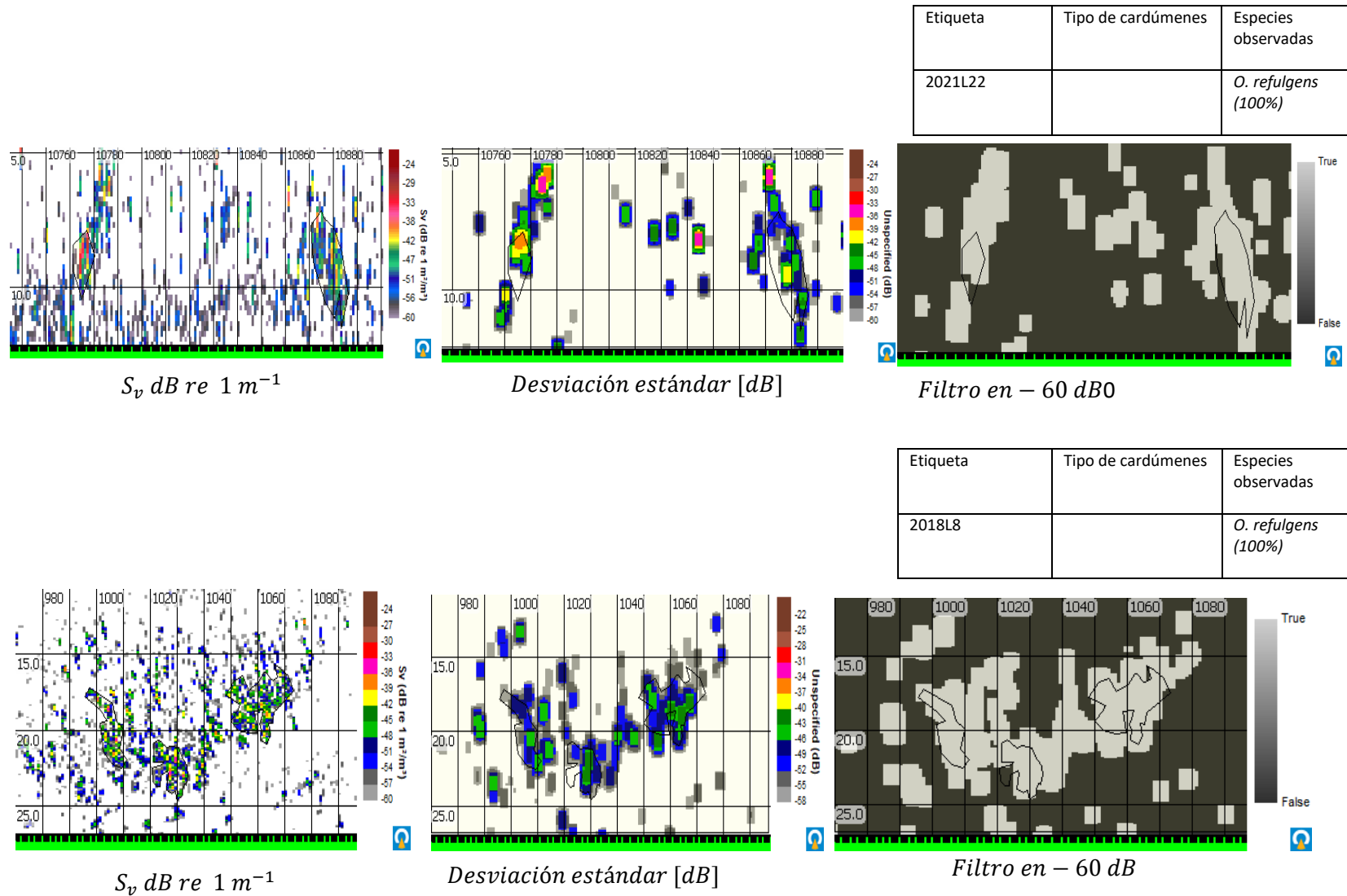


Figura 36. Aplicación del umbral en el filtro espacial de SD. De derecha a izquierda por cada lance, se observan los valores originales de S_v dB re 1 m^{-1} , la desviación estándar en dB y el filtro en un umbral de -60 dB , excepto en el lance 2013L17, en cuyo caso fue suficiente el valor de umbral de -57 dB . Cada lance tiene las indicaciones sobre la captura en la parte superior derecha.

7.4 Filtro bi-frecuencia (120 kHz y 38 kHz)

Considerando conservar el 95% de la biomasa acústica en los lances muestra, las cuatro especies se conservan en un intervalo de $-14.69 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 - \text{MVBS } 38 < 4.35 \text{ dB}$ & $-104.40 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 + \text{MVBS } 38 < -39.49 \text{ dB}$. La varianza en las especies *Scomber japonicus* y *Oligoplites refulgens* con respecto a *Engraulis mordax* y *Sardinops sagax*, es mucho mayor (Figs. 39 - 40). Los valores promedio en $\Delta \text{MVBS (dB)} = \text{MVBS (dB)}_{120 \text{ kHz}} - \text{MVBS (dB)}_{38 \text{ kHz}}$ y en $+\text{MVBS (dB)}_{120 \text{ kHz}} + 38 \text{ kHz MVBS}$ en las cuatro especies, se muestran en la Tabla 9.

Los rangos en la diferencia y la suma, utilizados en los mapas de calor, fueron más consistentes para *Engraulis mordax* y *Sardinops sagax* (Figs. 38 (A-C) y 39 (A-C)), en comparación con *Scomber japonicus* y *Oligoplites refulgens* (Figs. 40 (A-D) y 41 (A-C)). En el caso de *Engraulis mordax*, el intervalo abarcó $-13.461 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 - \text{MVBS } 38 < 2.12 \text{ dB}$ & $-110.81 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 + \text{MVBS } 38 < -63.72 \text{ dB}$. Para *Sardinops sagax* este rango se desplaza a la derecha de la gráfica, ubicándose en $-13.01 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 - \text{MVBS } 38 < 4.09 \text{ dB}$ & $-99.78 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 + \text{MVBS } 38 < -56.148 \text{ dB}$. *Scomber japonicus* mostró valores con mayor variabilidad, ubicándose en intervalos en $-15.08 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 - \text{MVBS } 38 < 5.20 \text{ dB}$ & $-91.27 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 + \text{MVBS } 38 < -38.05 \text{ dB}$. Para *Oligoplites refulgens* el intervalo se ubicó en un caso (2021L22), en $-31 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 - \text{MVBS } 38 < 3 \text{ dB}$ & $-100 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 + \text{MVBS } 38 < -60 \text{ dB}$, en el resto de los casos el intervalo se ubicó $-18 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 - \text{MVBS } 38 < 3 \text{ dB}$ & $-120 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 + \text{MVBS } 38 < -82 \text{ dB}$. Los intervalos en ΔMVBS & $+\text{MVBS}$ por especie se representan en las Fig. 43-48 y la Tabla 8, y con la finalidad de la separación automática de pelágicos menores, los valores utilizados en el filtro representan el resultado de la Fig. 48, los cuales representan toda la información recopilada en este trabajo y fueron los valores del filtro que finalmente se aplicó.

Para la aplicación de ambos filtros, se utilizó una máscara booleana (verdadera para valores por encima del umbral) para extraer datos de peces pelágicos de otras dispersiones y crear ecogramas de "pelágicos menores" en cada frecuencia.

7.4.1 Aplicación del filtro bi-frecuencia (120 kHz y 38 kHz)

Los intervalos en ΔMVBS & $+\text{MVBS}$ fueron variables por lance, independientemente de la especie dominante. Las Figs. 43-46 representan estos intervalos por especie (Tabla 8); con la

finalidad de la separación automática de pelágicos menores, se utilizaron los intervalos $-14.6 < 38$ kHz y < 4.35 dB para aplicar el filtro (Fig. 46).

La información agrupada por especie posee un intervalo diferente acorde a las propiedades de cada una de ellas. En la tabla 10, se presenta para cada especie la biomasa acústica y la biomasa acústica total obtenida después de aplicar el filtro, esto también se realizó lance por lance para todo el conjunto completo de especies utilizadas en este trabajo. La “erosión” máxima de biomasa ocurre en macarela con un 51% de pérdida. Y la menor ocurre en anchoveta con un 5.2%.

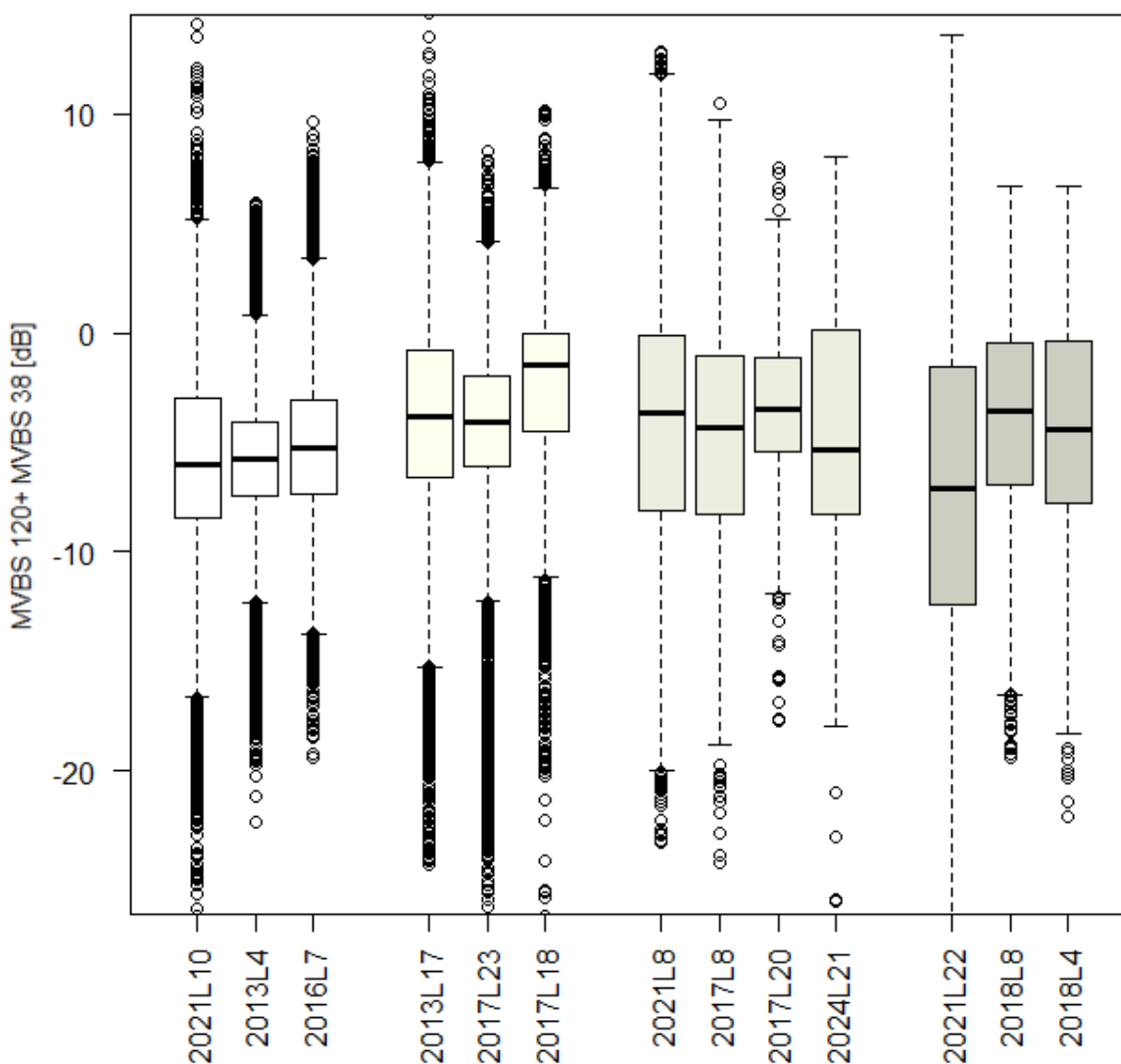


Figura 37. Los valores mínimos, máximos, mediana y errores estándar sobre la diferencia de frecuencias en S_v dB re $1 m^{-1}$, $\Delta MVBS 120 kHz - MVBS 38 kHz$, se encuentran representados en esta figura, en orden de izquierda a derecha: *E. mordax* (blanco), *S. sagax* (beige), *J. japonicus* (gris claro), *O. refulgens* (gris oscuro). La diferencia más amplia se encuentra en la especie *O. refulgens*.

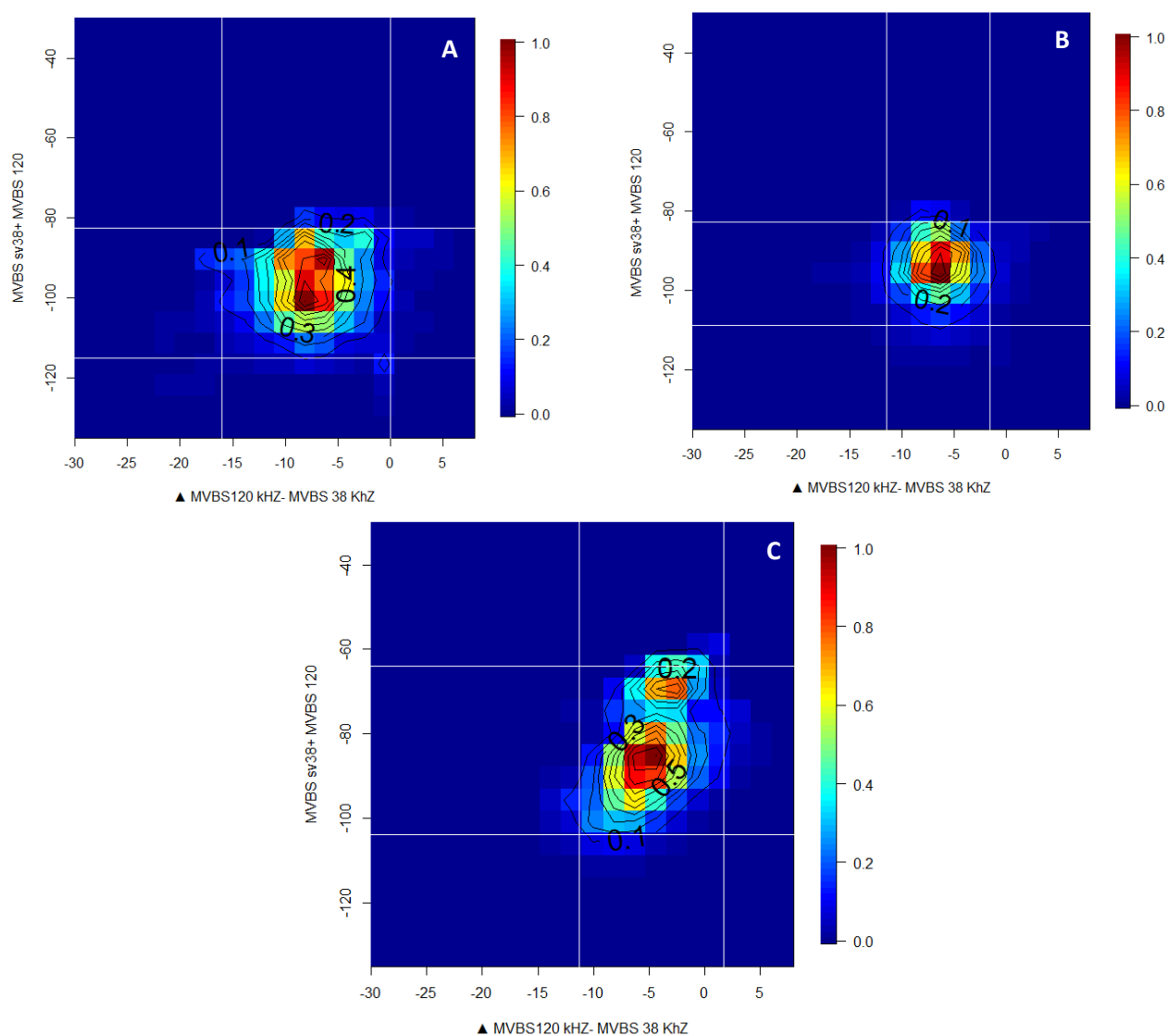


Figura 38. De izquierda a derecha se muestran los mapas de calor de los lances 2021L10, 2013L4 y 2016L7 (A, B y C, respectivamente), que corresponden a capturas de *Engraulis mordax* de 300, 350, y 41.5 kg, respectivamente. En porcentaje estas capturas representaron para esta especie el 100%, 100% y 95% (5% sardina monterrey) respectivamente. Estas figuras representan el intervalo sobre la diferencia de frecuencias en el eje horizontal y la sumatoria de las frecuencias en el eje vertical.

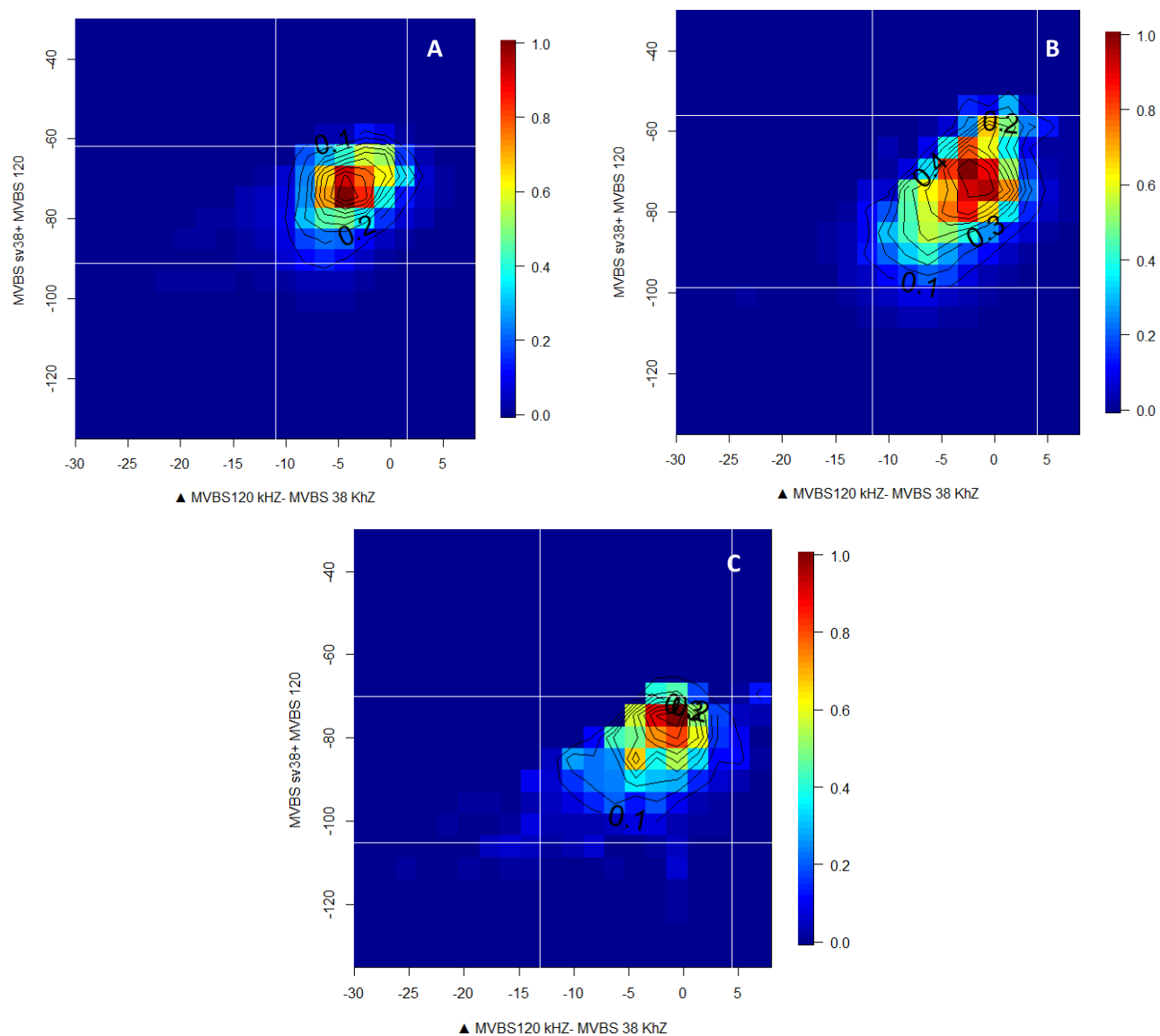


Figura 39. De izquierda a derecha se muestran los mapas de calor de los lances 2013L17, 2017L23 y 2017L18 (A, B y C, respectivamente), lo que corresponde a una captura de *Sardinops sagax* de 300, 350, y 41.5 kg. En porcentaje estas capturas representaron para esta especie el 100%, 99% (1% anchoveta) y 98% (2% *Scomber japonicus*), respectivamente. Estas figuras representan el intervalo sobre la diferencia de frecuencias en el eje horizontal y la sumatoria de las frecuencias en el eje vertical.

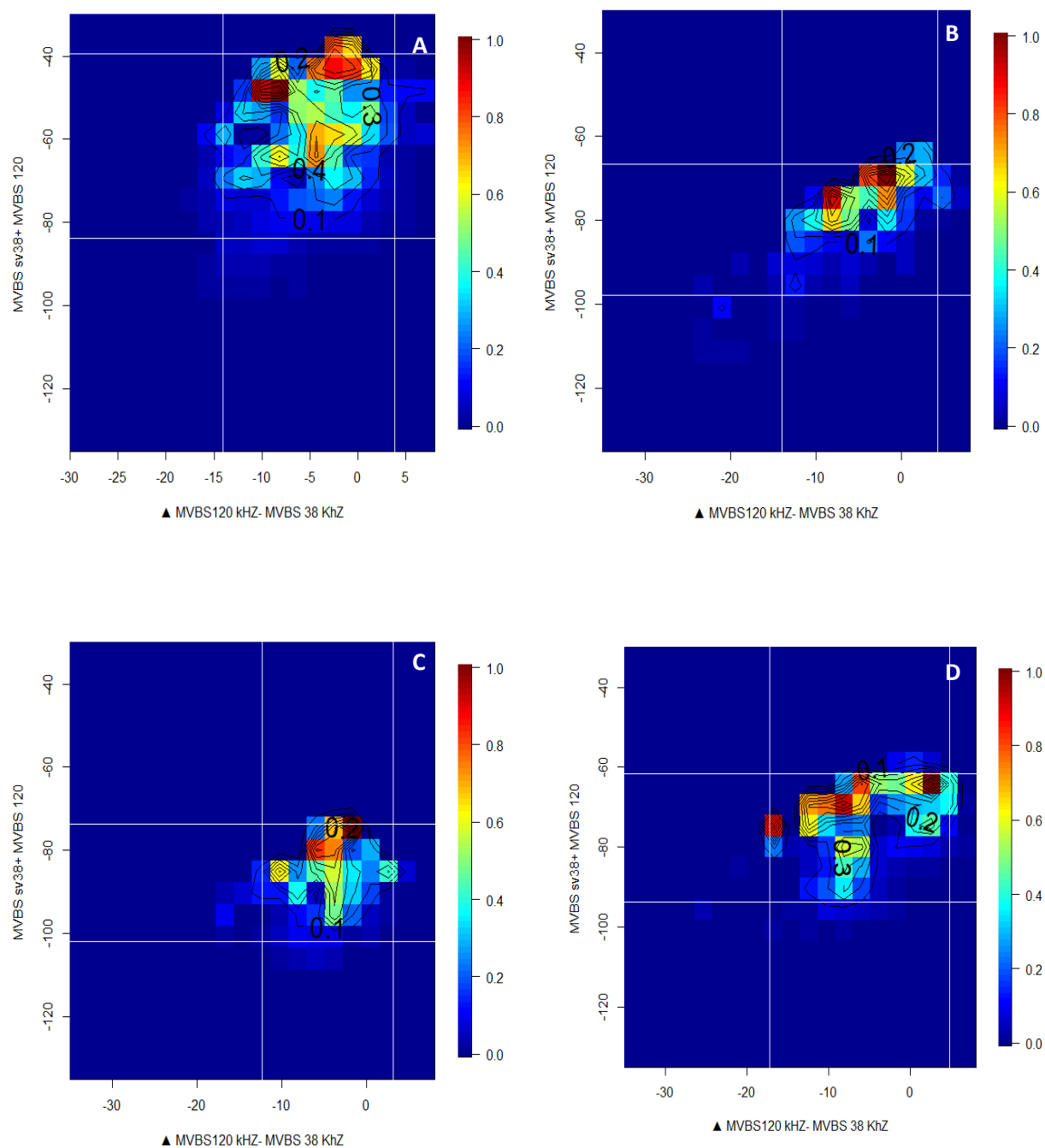


Figura 40. Se muestran los mapas de calor de los lances 2021L8, 2017L8, 2017L20, 2024L21 (A, B, C y D) que corresponden a capturas de *Scomber japonicus* de 11.5, 175, 140, 10 kg, respectivamente. En porcentaje estas capturas representaron para esta especie el 86% (13% *Sardinops sagax* y *Engraulis mordax*), 100%, 99% (1% sardina monterrey) y 100%, respectivamente. Estas figuras representan el intervalo sobre la diferencia de frecuencias en el eje horizontal y la sumatoria de las frecuencias en el eje vertical.

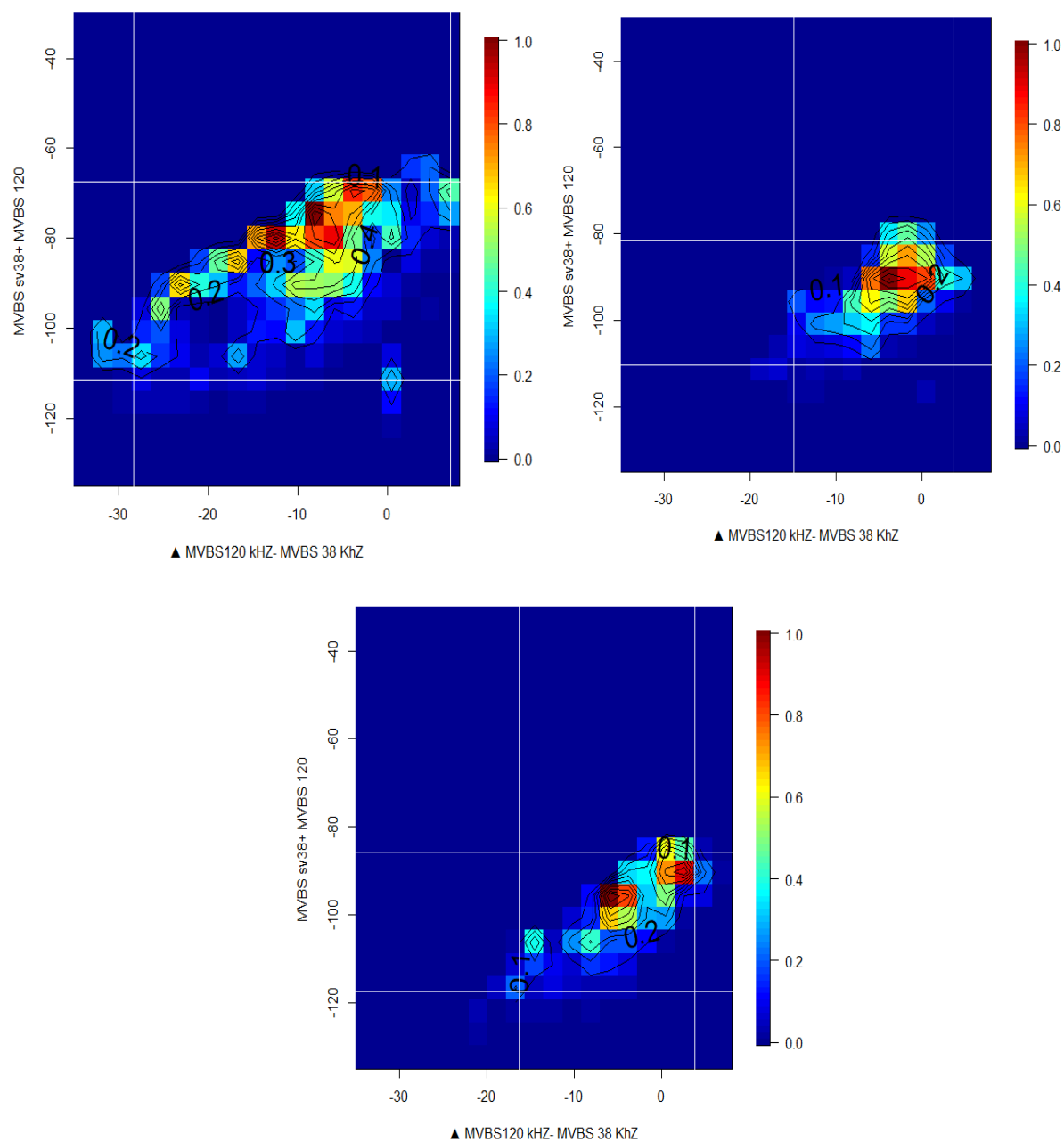


Figura 41. Se muestran los mapas de calor de los lances 2021L22, 2018L4 y 2018L8 (A, B y C) que corresponden a capturas de *Oligoplites refulgens* de 250, 3 y 8 kg, respectivamente. En porcentaje estas capturas representaron para esta especie el 100%, 95% (5% *Etremeus acuminatus*) y 100%, respectivamente. Estas figuras representan el intervalo sobre la diferencia de frecuencias en el eje horizontal y la sumatoria de las frecuencias en el eje vertical.

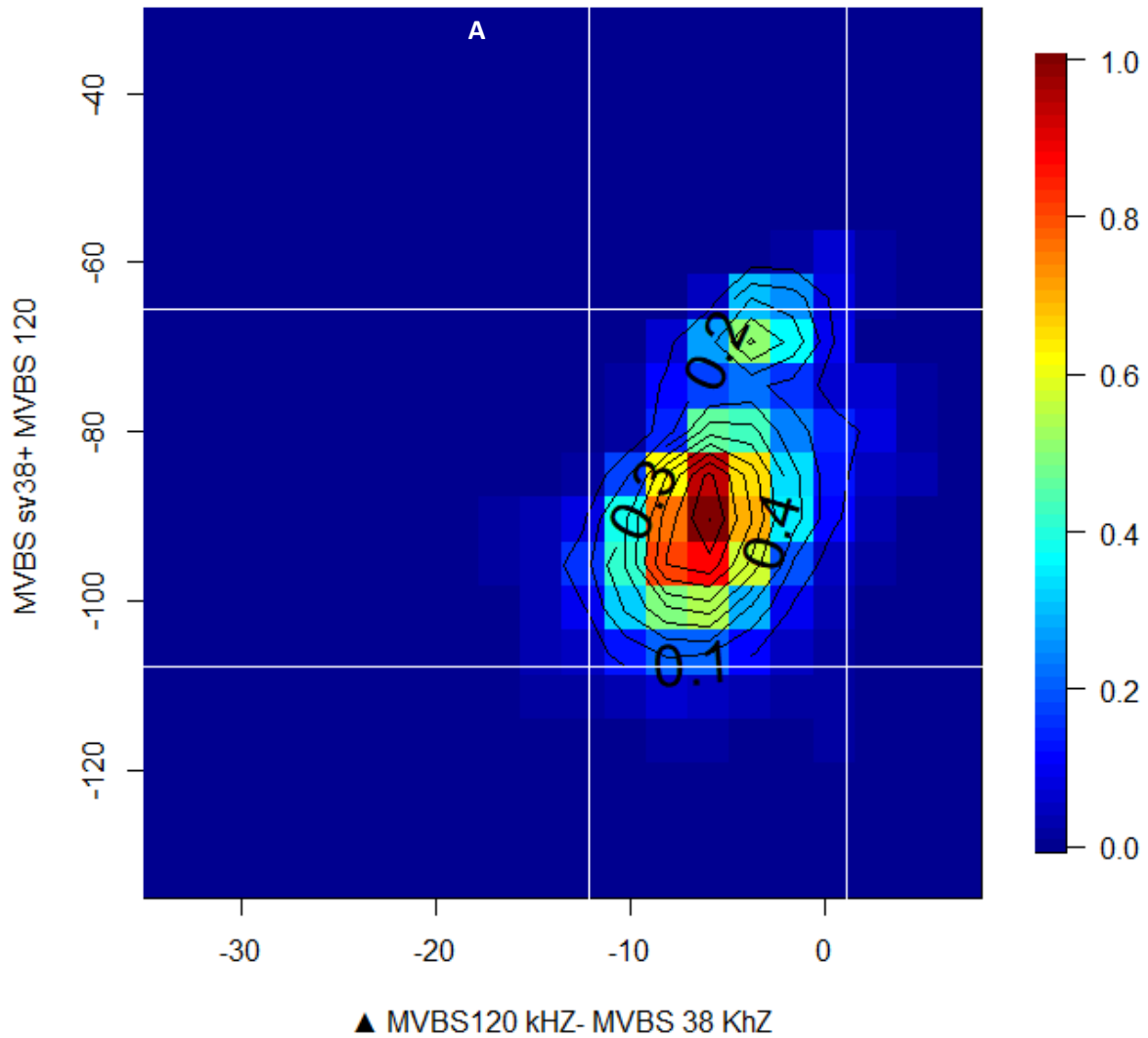


Figura 42. Mapa de calor que representa los lances 2021L10, 2013L4 y 2016L7 que corresponden a todas las capturas de *Engraulis mordax*. En el eje horizontal se encuentran los valores de la diferencia de frecuencias y la sumatoria de las frecuencias en el eje vertical.

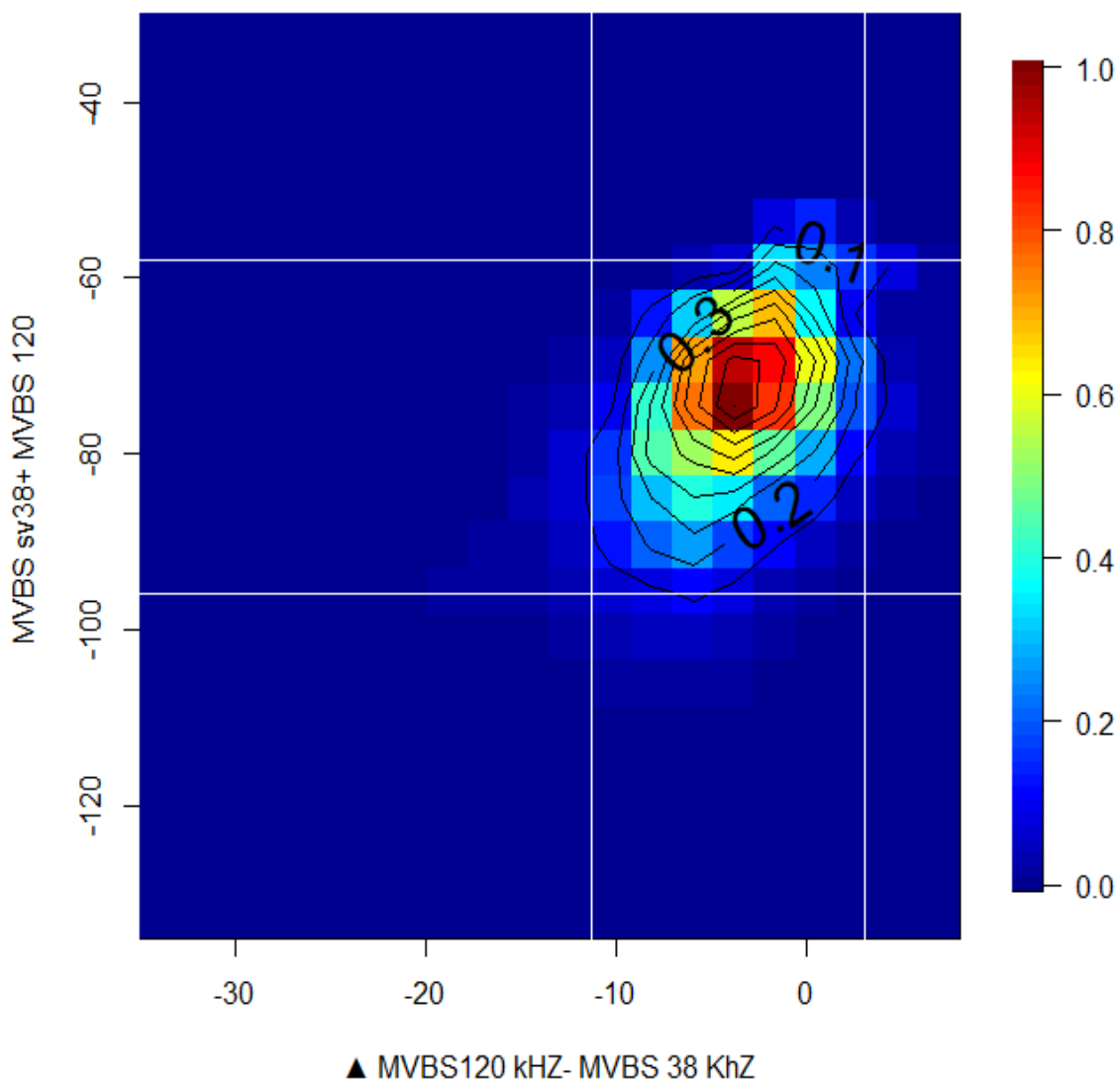


Figura 43. Mapa de calor que representa los lances 2013L17, 2017L23 y 2017L18 que corresponden a todas las capturas de *Sardinops sagax*. En el eje horizontal se encuentran los valores de la diferencia de frecuencias y la sumatoria de las frecuencias en el eje vertical.

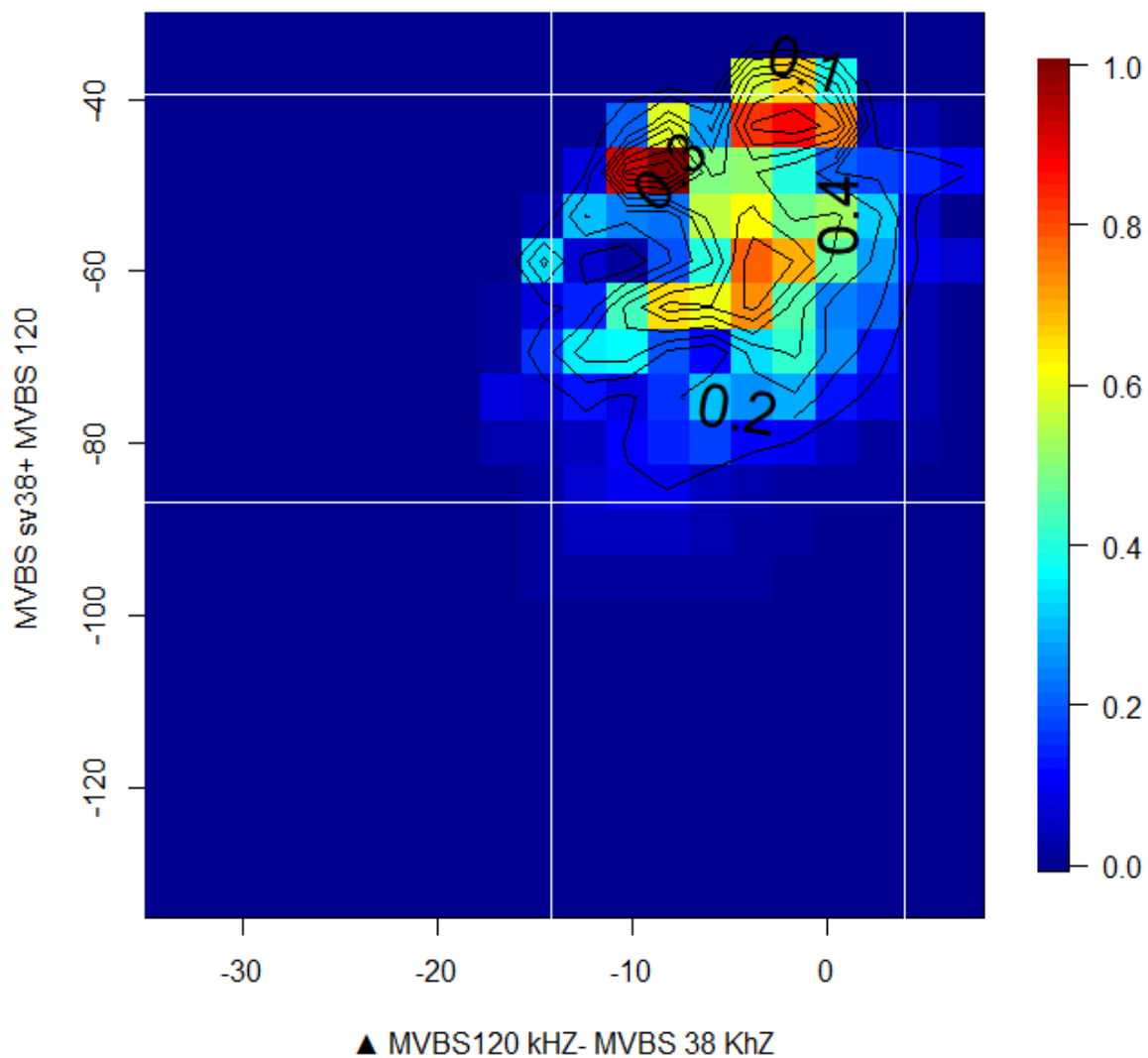


Figura 44. Se muestran los mapas de calor de los lances 2021L8, 2017L8, 2017L20, 2024L21 que corresponden a todas las capturas de *Scomber japonicus*. En el eje horizontal se encuentran los valores de la diferencia de frecuencias y la sumatoria de las frecuencias en el eje vertical.

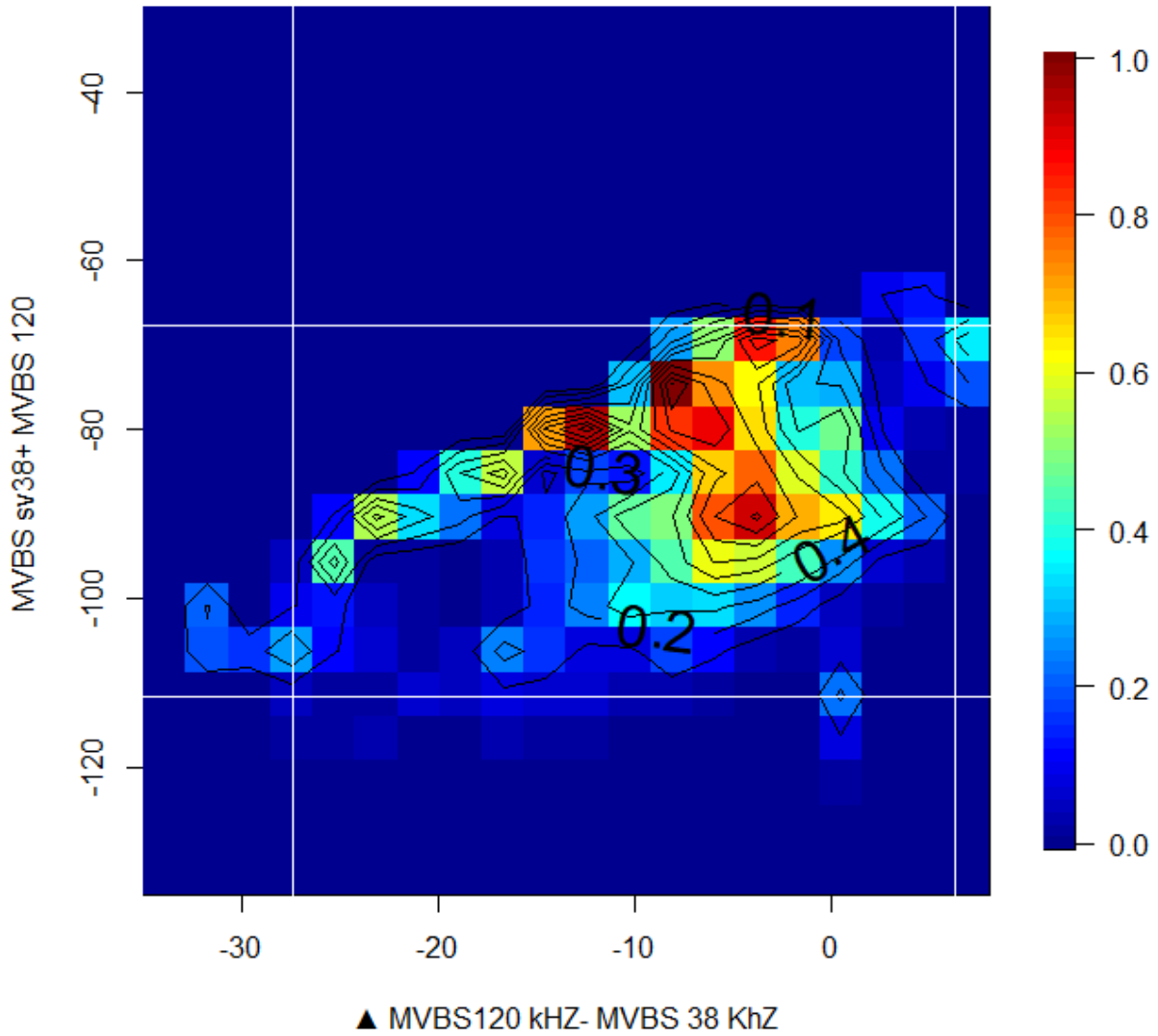


Figura 45. Se muestran los mapas de calor de los lances 2021L22, 2018L4 y 2018L8 que corresponden a todas las capturas de *Oligoplites refulgens*. En el eje horizontal se encuentran los valores de la diferencia de frecuencias y la sumatoria de las frecuencias en el eje vertical.

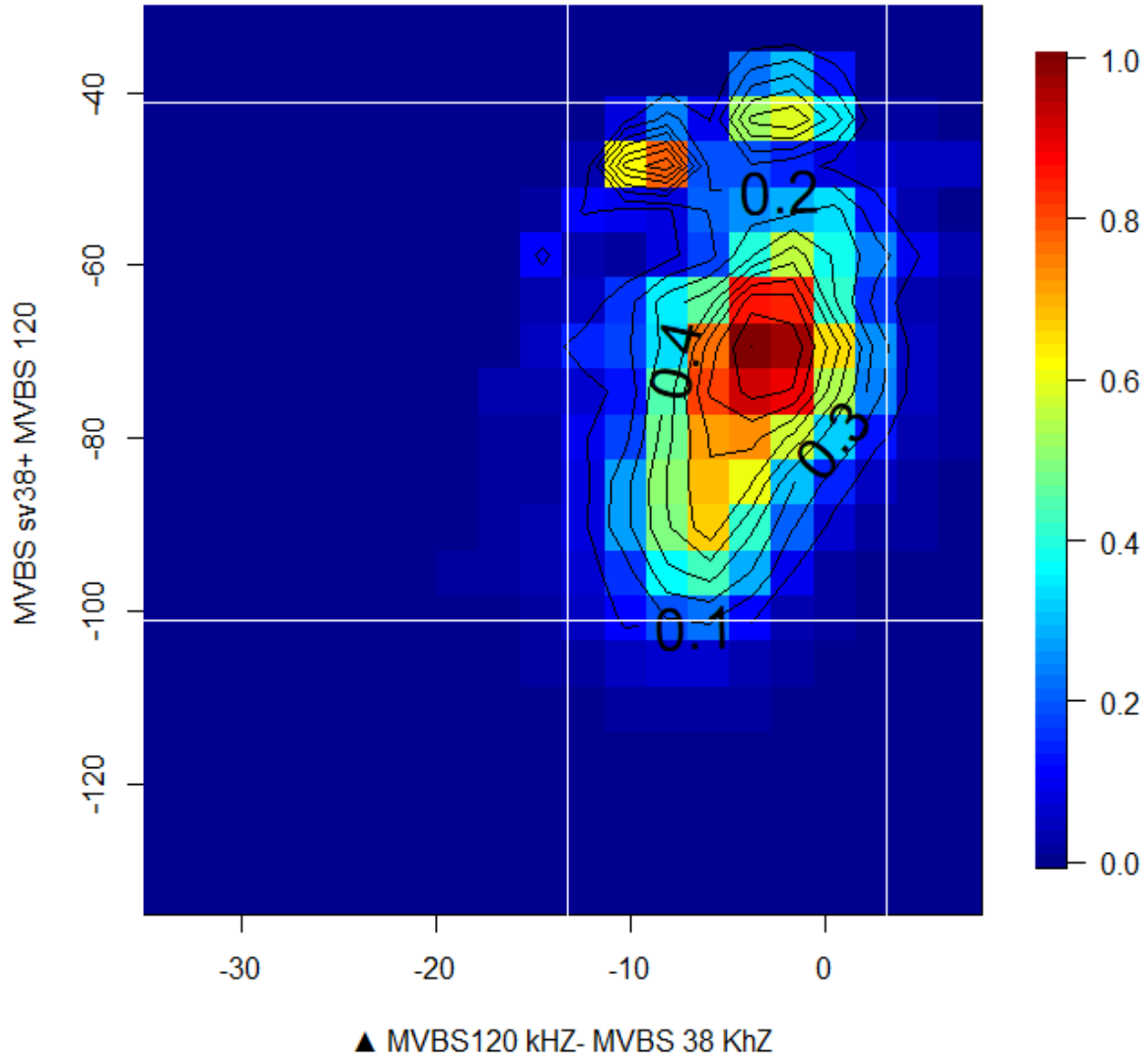


Figura 46. Se muestran los valores para las cuatro especies utilizadas en este trabajo. En el eje horizontal se encuentran los valores de la diferencia de frecuencias y la sumatoria de las frecuencias en el eje vertical.

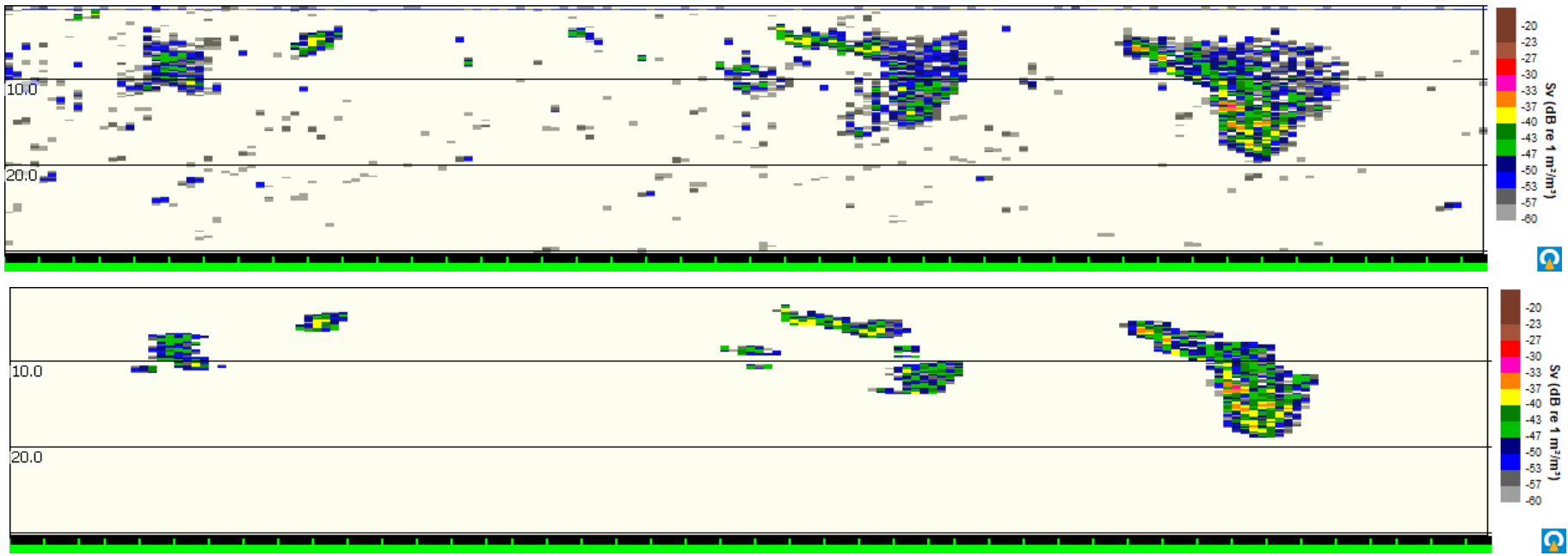
Tabla 8. Se resumen los valores de los intervalos en Δ MVBS (**120 kHz – 38 kHz**) y +MVBS en (dB), γ (**120 kHz + 38 kHz**), por especie y como grupo de pelágicos menores (incluyendo todas las especies juntas).

	Δ MVBS (dB) 120 kHz – 38 kHz	+MVBS (dB) 120 kHz + 38 kHz
<i>Engraulis mordax</i>	–13.461 dB ~ 2.12 dB	–110.81 dB ~ – 63.72 dB
<i>Sardinops sagax</i>	–13.01 dB ~ 4.09 dB	–99.78 dB ~ – 56.148 dB
<i>Scomber japonicus</i>	–15.08 dB ~ 5.20 dB	–91.27 dB ~ – 38.05 dB
<i>Oligoplites refulgens</i>	–30 dB ~ 7.52 dB	–115.04 dB ~ – 67.09 dB
PelMen	–14.69 dB ~ 4.35 dB	–104.40 dB ~ – 39.49 dB

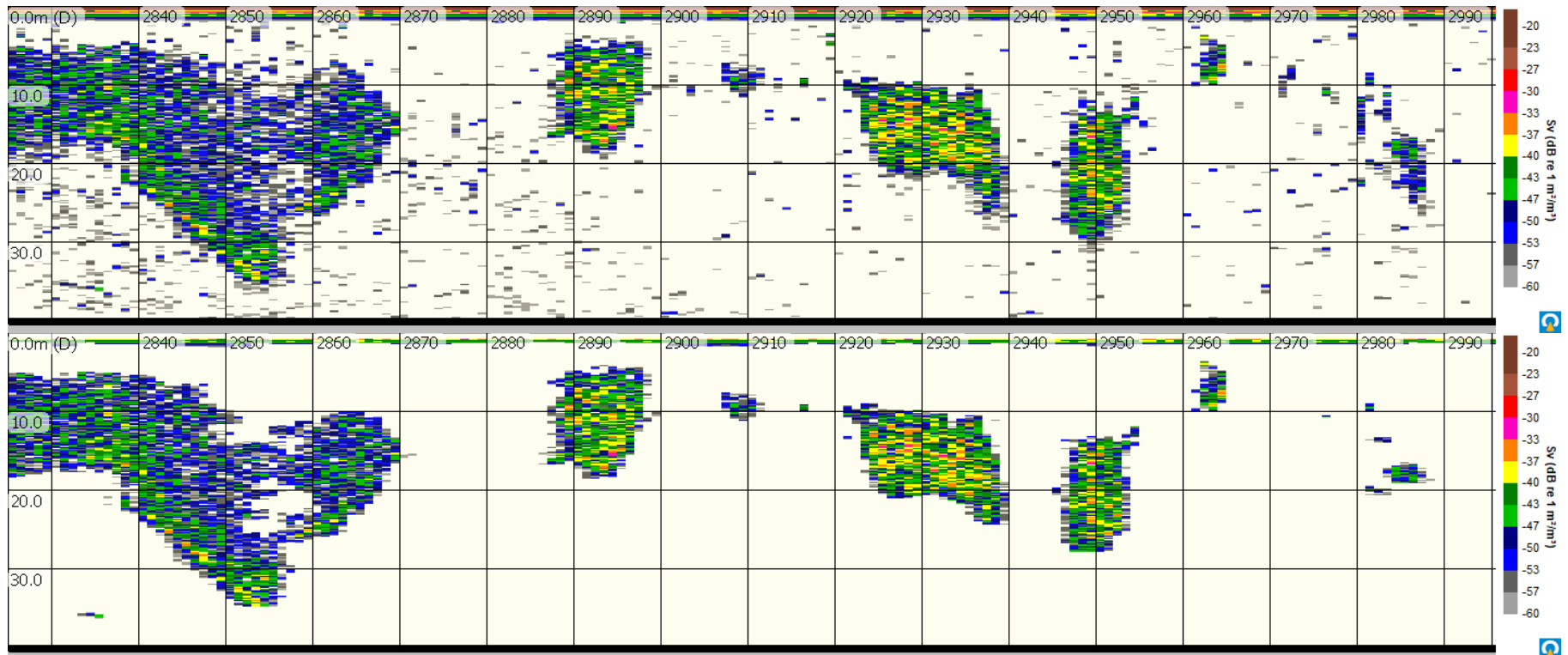
Tabla 9. Valores de biomasa acústica (*NASC*) por especie y como conjunto de especies, antes / después de la aplicación del filtro bi-frecuencia. La aplicación de los filtros se realizó en los lances de referencia.

	Biomasa acústica (sin aplicar el filtro)	Biomasa (después de aplicar el filtro)	Biomasa acústica fuera del filtro (%)
<i>Engraulis mordax</i>	3.03	2.87	5.2
2021L10	0.354	0.332	6.35
2013L4	0.914	0.874	4.36
2016L7	1.76	1.63	7.40
<i>Sardinops sagax</i>	8.01	7.5	6.36
2013L17	3.68	3.42	7
2017L23	4.17	3.9	6.45
2017L18	0.15	0.14	9.10
<i>Scomber japonicus</i>	11	5.62	51
2021L8	5.696	5.162	9.37
2017L8	0.0704	0.0656	6.78
2017L20	0.0445	0.0413	7.18
2024L21	0.304	0.292	3.92
<i>Oligoplites refulgens</i>	0.2017	0.19	5.8 %
2021L22	0.1482	0.1419	4.28 %
2018L8	0.04329	0.0378	12.637 %
2018L4	0.010	0.0087	14.59 %
<i>PelMen</i>	17.36	16.32	5.99 %

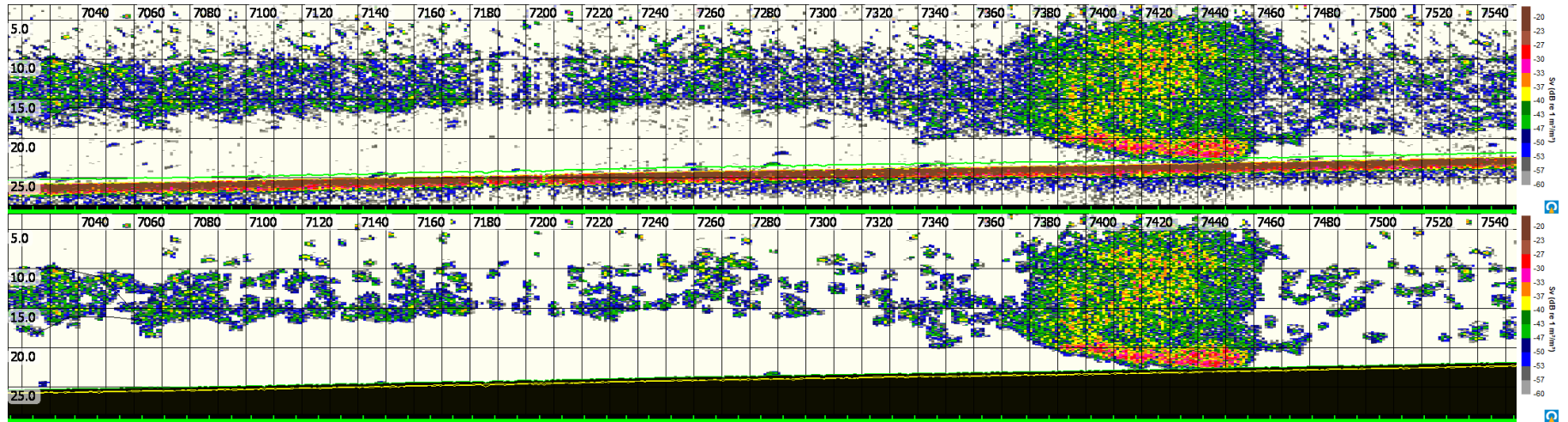
Etiqueta	Tipo de cardúmenes	Especies observadas
2021L10	Cardúmenes en forma de gota. Constantes por más de 1 mn.	<i>Engraulis mordax</i> (100%)



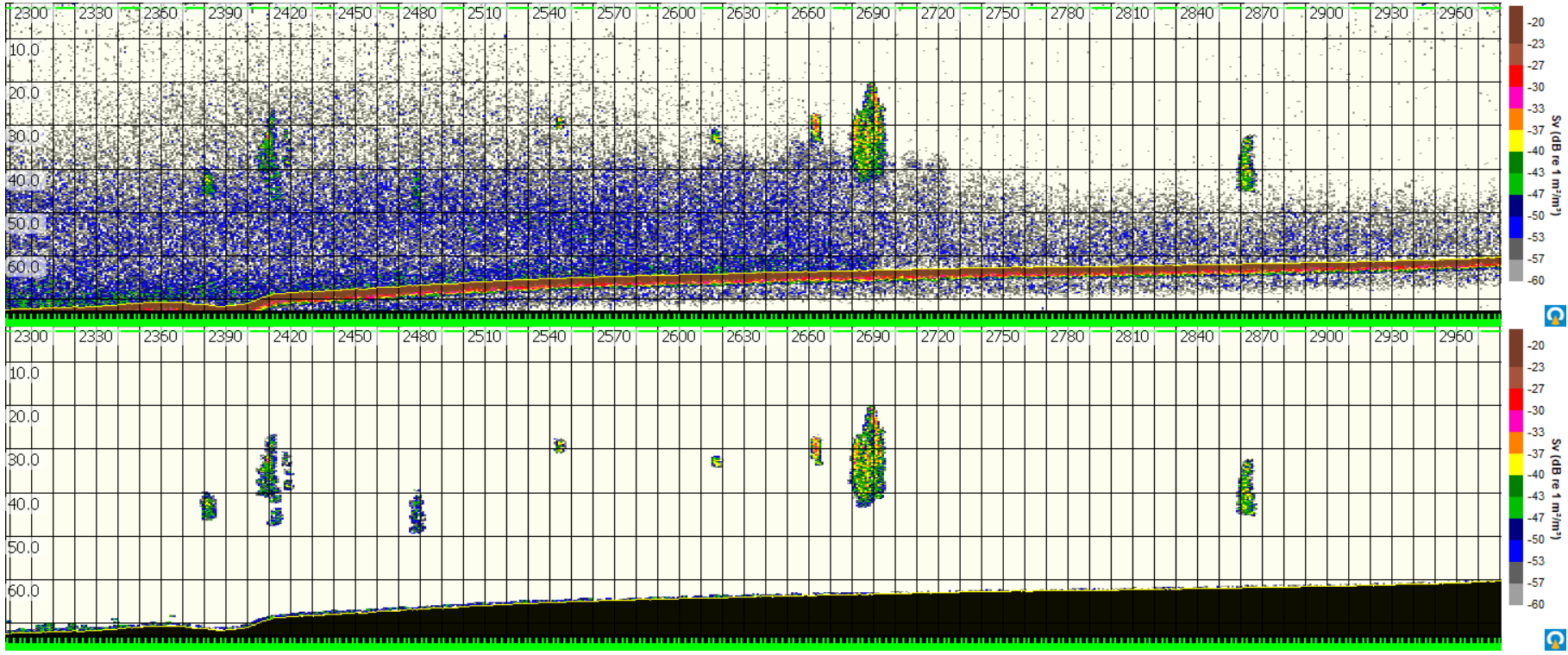
Etiqueta	Tipo de cardúmenes	Especies observadas
2013L4	Cardúmenes en forma de gota. Constantes por más de 1 mn.	<i>Engraulis mordax</i> (100%)



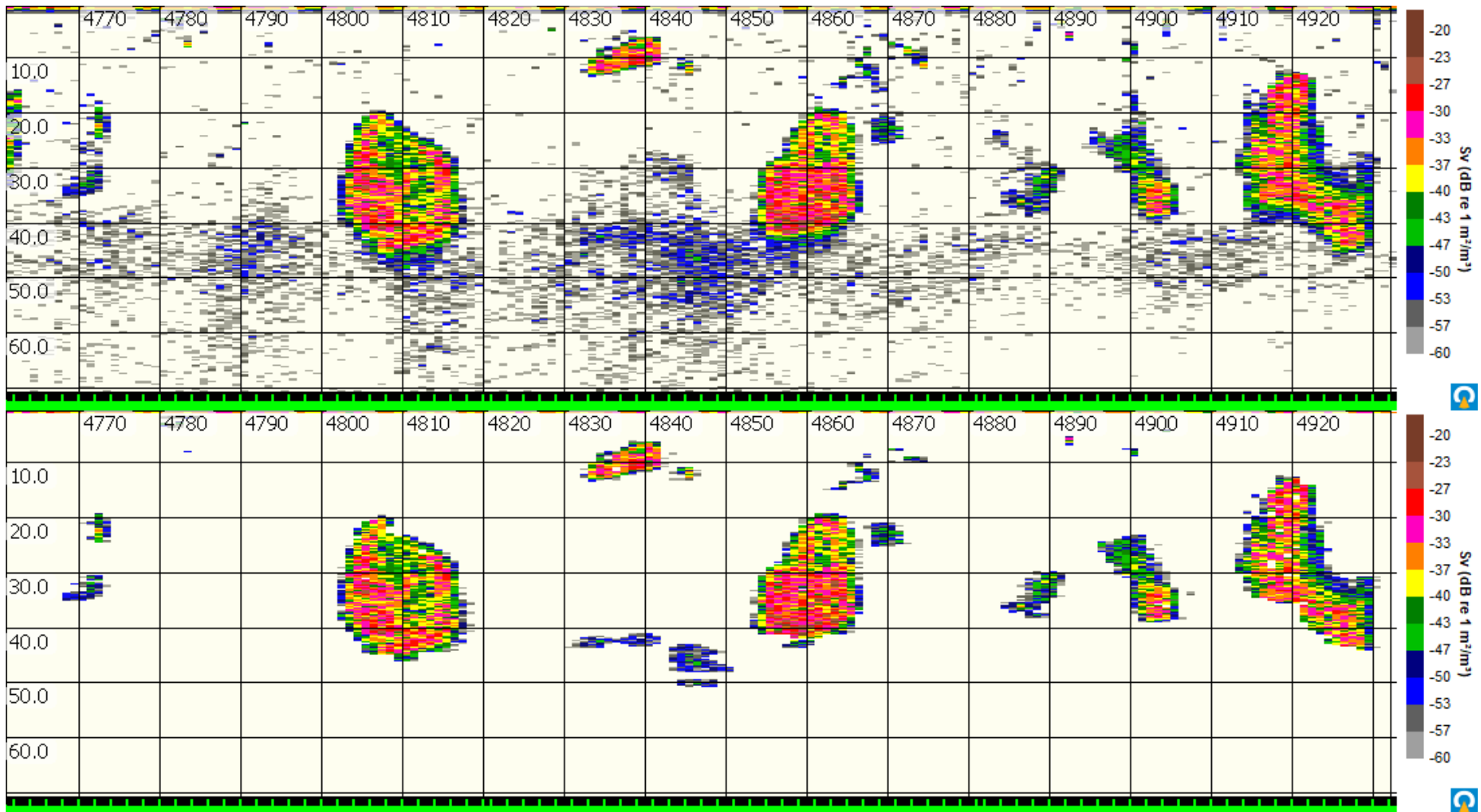
Etiqueta	Tipo de cardúmenes	Especies observadas
2016L7	Cardúmenes comprimidos al disminuir la profundidad	<i>Engraulis mordax</i> (95%) <i>Sardinops sagax</i> (5%)



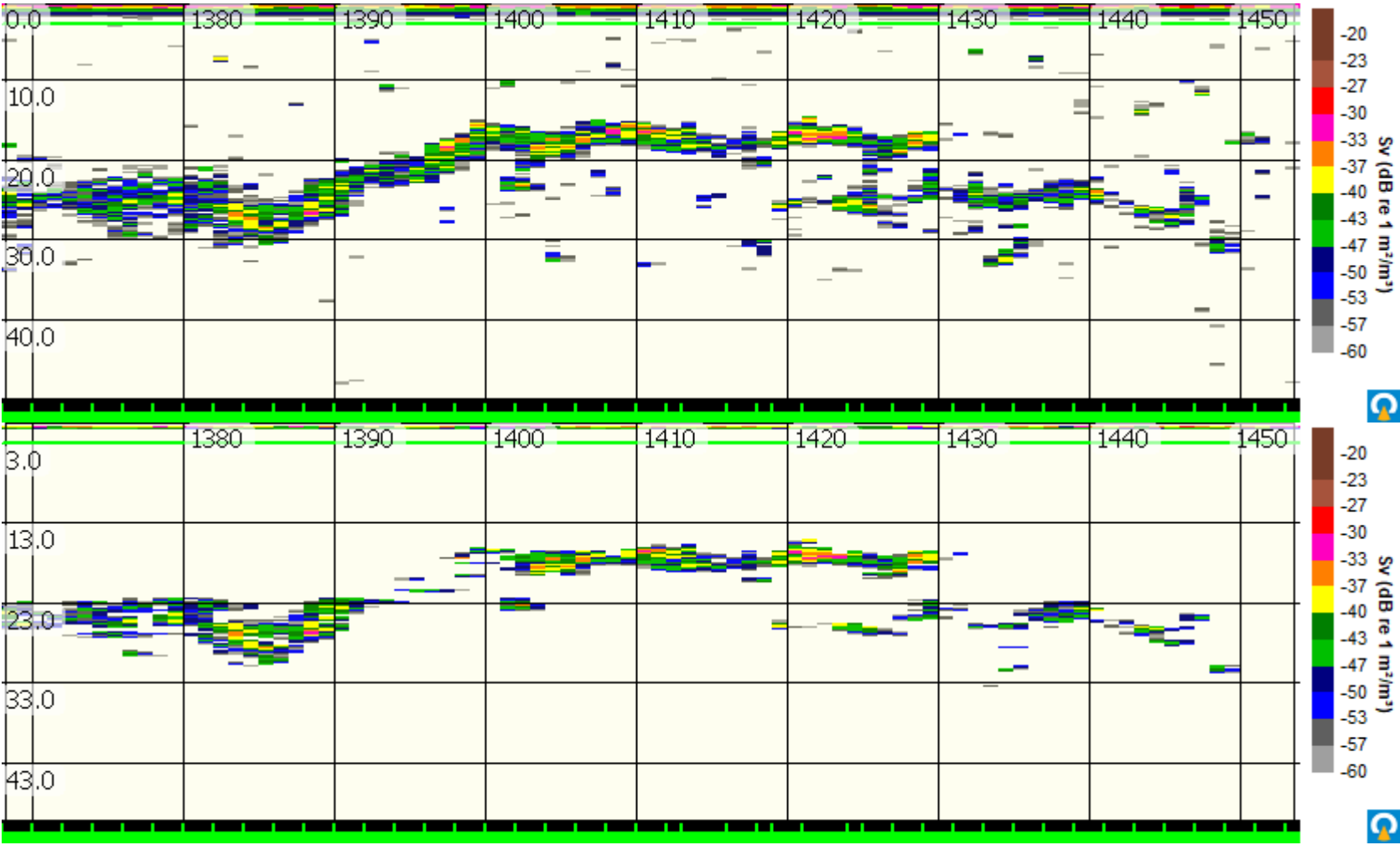
Etiqueta	Tipo de cardúmenes	Especies observadas
2013L17	Cardúmenes bien formados de media agua	<i>Sardinops sagax</i> (100%)



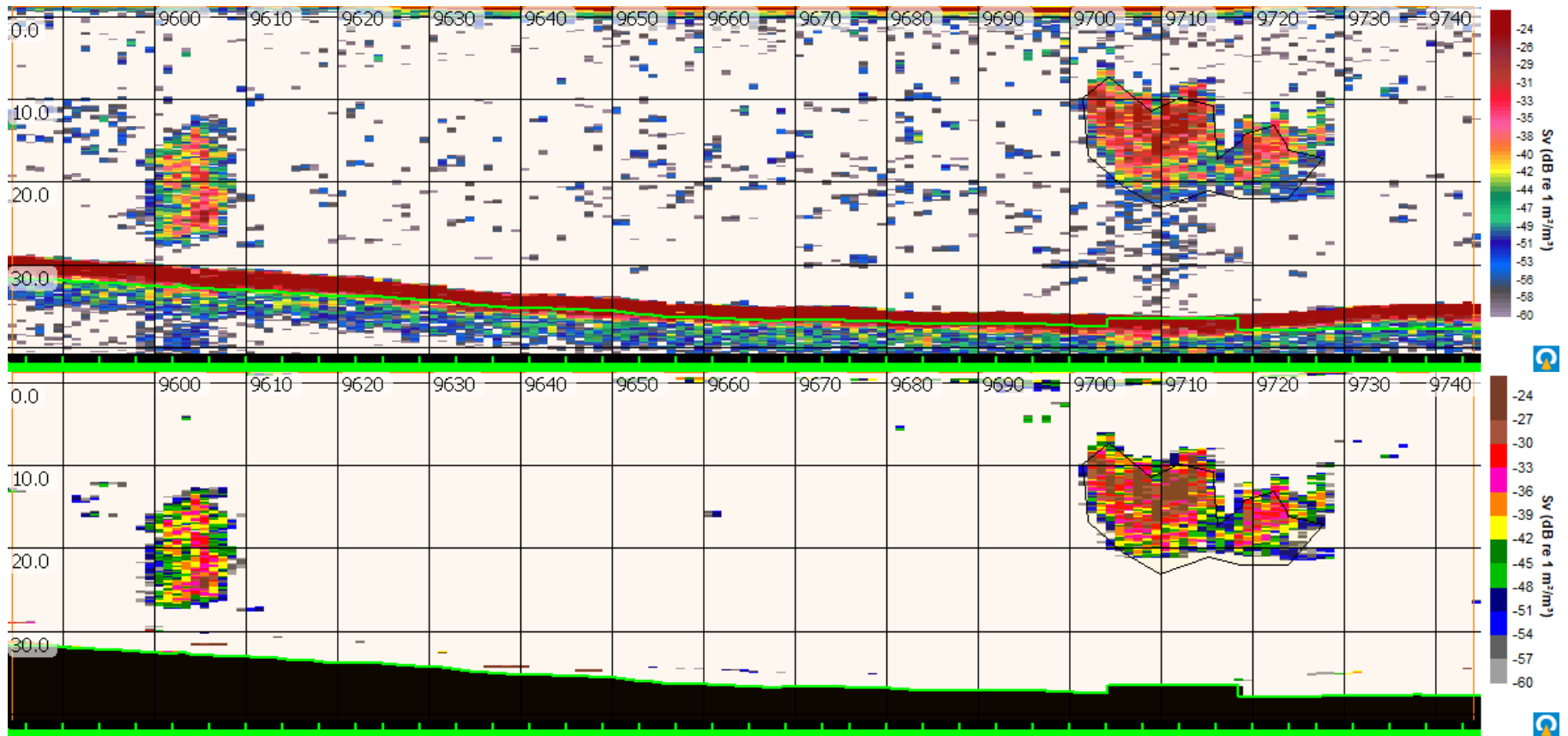
Etiqueta	Tipo de cardúmenes	Especies observadas
2017L23	Cardúmenes en forma de gota a media agua	<i>Sardinops sagax</i> (100%)



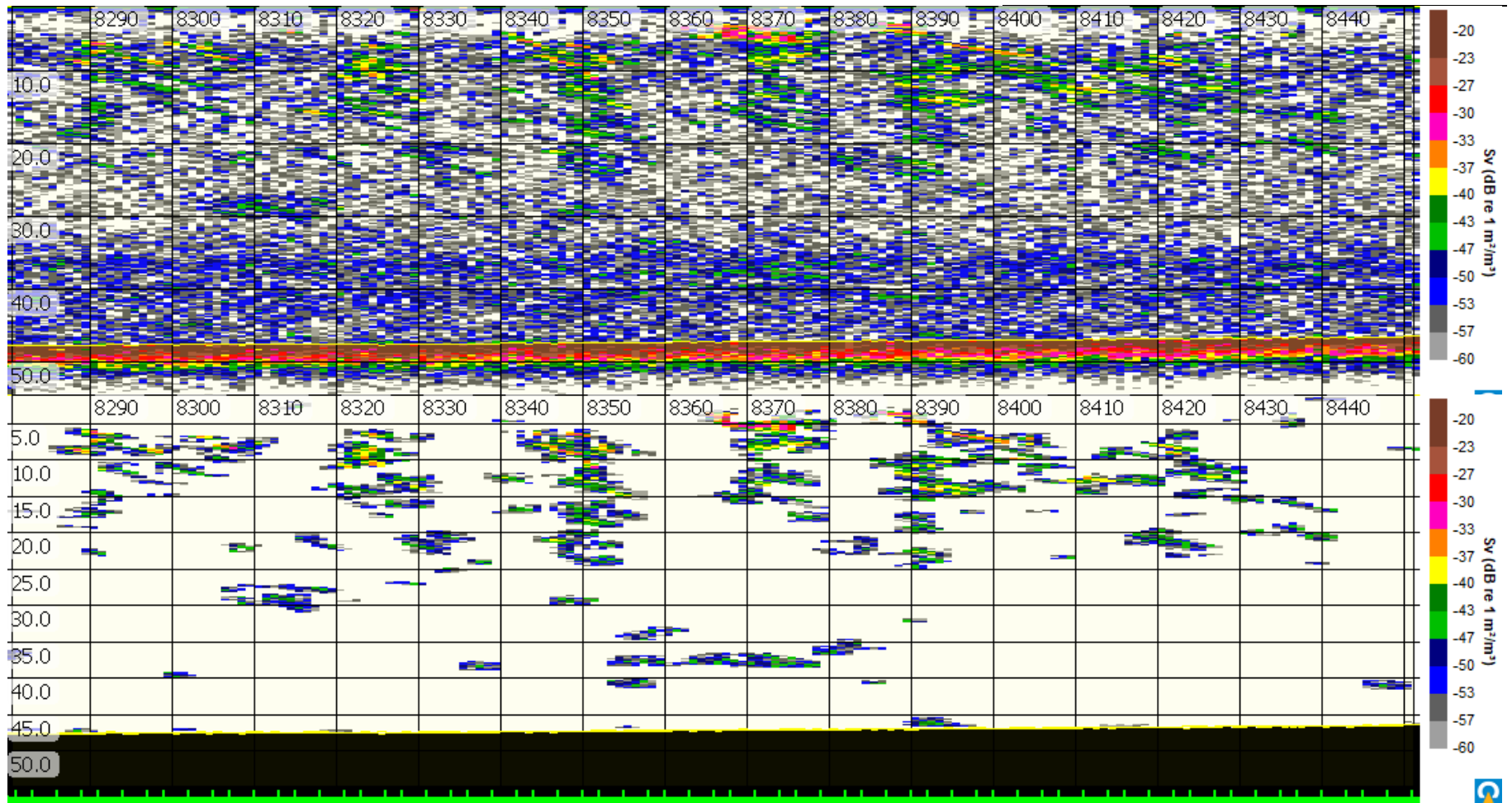
Etiqueta	Tipo de cardúmenes	Especies observadas
2017L18		<i>Sardinops sagax</i> (100%)



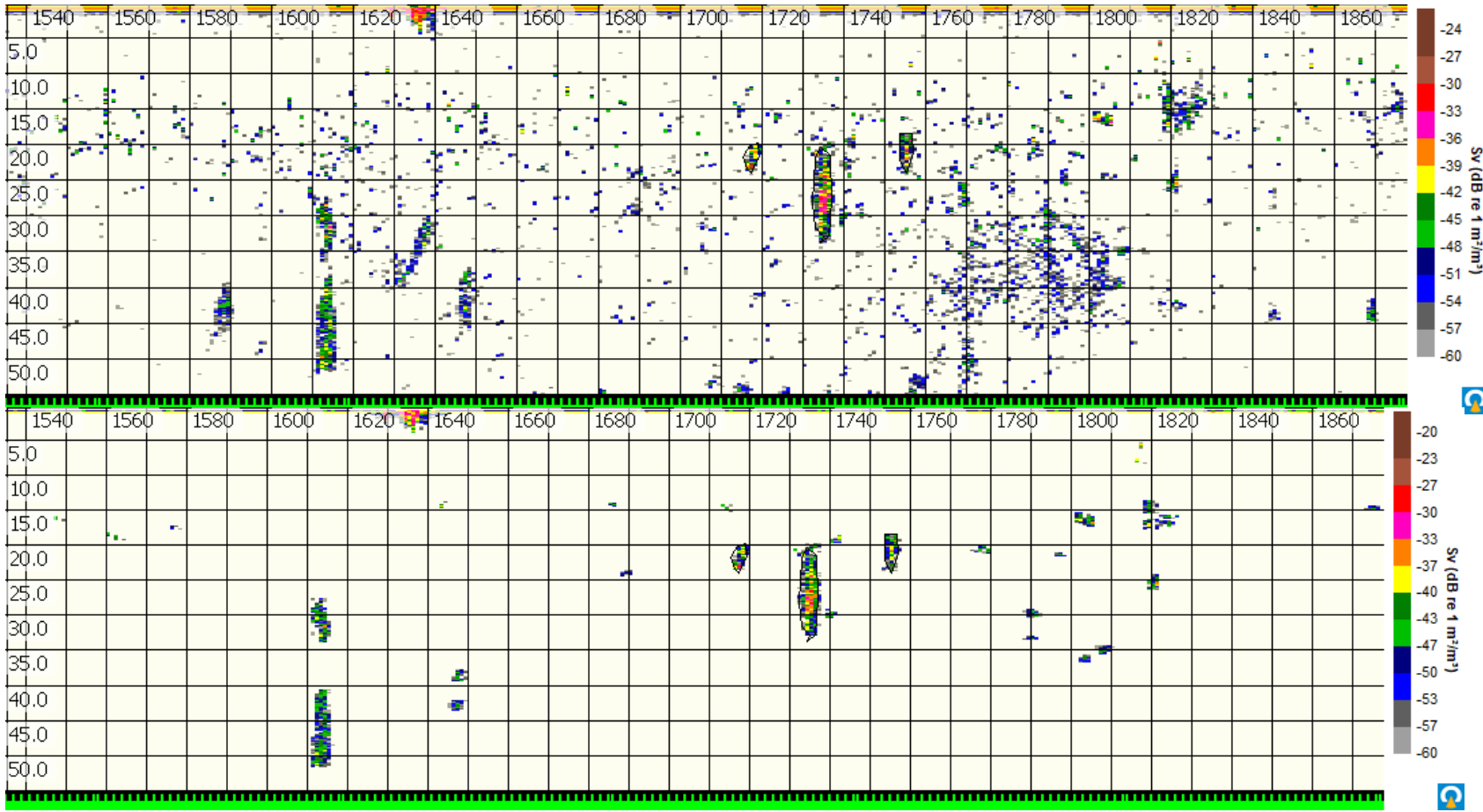
Etiqueta	Tipo de cardúmenes	Especies observadas
2021L8		<i>Scomber japonicus</i> (88%) <i>Engraulis mordax</i> (12%)



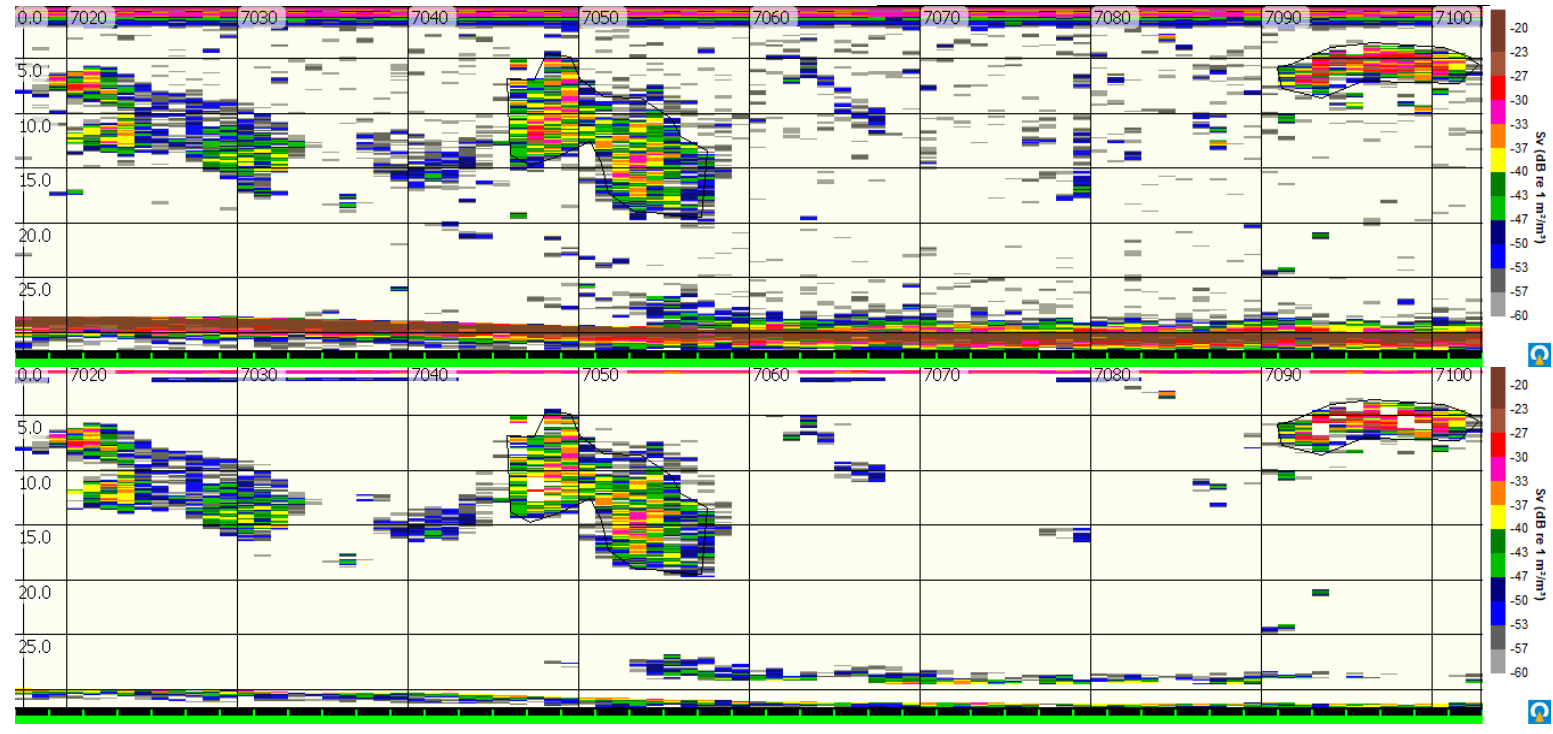
Etiqueta	Tipo de cardúmenes	Especies observadas
2017L8		<i>Scomber japonicus</i> (100%)



Etiqueta	Tipo de cardúmenes	Especies observadas
2017L20	Cardúmenes en forma de gota a media agua	<i>Scomber japonicus</i>



Etiqueta	Tipo cardúmenes	de	Especies observadas
2024L21			<i>Scomber japonicus</i>



7.5 Estimación de biomasa de *Engraulis mordax*, *Sardinops sagax*, *Scomber japonicus* y *Oligoplites refulgens*.

7.5.1 Fauna de acompañamiento en los lances de pesca de identificación

Los lances de pesca se distribuyeron en las seis áreas definidas (Fig. 13). Las especies capturadas en los lances de pesca durante la campaña que no pertenecían al grupo de los pelágicos menores se agruparon como “otros”; fueron en diferentes proporciones peces de la familia *Myctophidae*, haemúlidos como *Orthopristis reddingi*, peces de cuerpo alargado de la familia *Trichiuridae*, *Trichiurus lepturus*; también se capturaron *Micropogonias altipinnis*, *Orthopristis chalceus*, *Peprilus snyderi*, *Selar crumenophthalmus*, *Diapterus brevirostris*. Así como algunos peces que depredan sardina como *Merluccius productus*, *Caranx caballus* y *Sphyræna ensis*, *Dosidicus gigas*. Presentándose todos ellos en mayor o menor medida según sea su distribución en las costas de Sonora o de Baja California (Fig. 57).

7.5.2 Proporción en peso y proporción acústica de las especies *Engraulis mordax*, *Sardinops sagax*, *Scomber japonicus* y *Oligoplites refulgens*.

La especie más abundante en términos de peso, considerando las áreas uno a tres —que abarcan la costa de Sonora— fue *Engraulis mordax*. En segundo lugar, se encontró *Scomber japonicus*, seguida de *Oligoplites refulgens* y, finalmente, *Sardinops sagax*. La especie más abundante en las áreas cuatro a seis —correspondientes a la costa de Baja California— fue también *Engraulis mordax*. En segundo lugar, se encontró *Sardinops sagax*. Otros pelágicos menores, como *Etrumeus teres* y *Trachurus symmetricus*, también estuvieron presentes y fueron agrupados bajo la categoría “PelMen”. La fauna de acompañamiento registrada en los lances fue escasa y se clasificó como “Otros”.

La proporción acústica por especie hizo evidente el papel dominante de *Engraulis mordax* en la retrodispersión de todas las áreas contempladas en la estimación de biomasa, exceptuando el área cuatro, donde no se presentó ninguna de especies de pelágicos menores contempladas en este trabajo. Cuantitativamente, considerando el total del área de estudio, la proporción acústica de s_A para *Engraulis mordax* es de 87%; para *Sardinops sagax* es de 0.3%; *Scomber Japonicus* es de 2.7% y *Oligoplites refulgens* 1.3%. Otros pelágicos menores como *Etrumeus teres* y *Trachurus symmetricus* tuvieron una proporción acústica de 7.9 % en su conjunto.

Considerando la región de estudio en su conjunto y aplicando la proporción acústica por especie, el promedio de s_A (m^2nmi^{-2}) se presenta en la Tabla 12. La contribución de la captura incidental es muy baja, por lo que sus valores no se incluyen. Este valor está muy influenciado por el valor de la proporción acústica de contribución (P_{ae}), y a su vez, por la composición de la captura en las redes de arrastre, en las cuales *Engraulis mordax* estuvo representada en todas las áreas y fue consistentemente la especie predominante, debido a que siempre que estuvo presente, las capturas fueron abundantes.

7.5.3 Desempeño de cada método estadístico para la estimación de la media por área.

Con la finalidad de observar el tipo de distribución sobre la cual se aplicaron los tres métodos estadísticos, los valores de s_A resultado de la eointegración en cada área se presentan en histogramas (Figs. 47 y 48). En todas las áreas, la distribución es altamente asimétrica hacia la derecha (sesgo positivo), con la mayor parte de los valores concentrados cerca de cero y una cola larga hacia valores extremos, que representan agregaciones intensas, como cardúmenes densos de peces. En todas las áreas, la moda es cercana a cero, la media aritmética es considerablemente mayor que la mediana, y se observa una alta varianza y desviación estándar (Tabla 11). La distribución de los estadísticos generados por el remuestreo Bootstrap, por área, se muestra en las Figs. 49 a 51. En todas las áreas, la gráfica Q-Q se desvía de la línea diagonal (que representa la normalidad) de forma curvada, con la cola superior elevada respecto a la normalidad, lo que confirma la asimetría positiva. Los cuantiles bajos y altos de t , son más extremos que los de una distribución normal. En todas las áreas, estas observaciones implican que las estimaciones Bootstrap obtenidas tienen una mayor probabilidad de generar valores extremos, lo que es importante considerar en la interpretación de la media y los intervalos de confianza (Figs. 54 a 56).

El número de ceros en cada conjunto de datos, del área uno a la seis —exceptuando el área cuatro— fue de 14, 35, 79, 28 y 17, respectivamente. Los valores extremos, definidos como aquellos fuera del rango intercuartílico ($Q1 - 1.5 \times IQR$ y $Q3 + 1.5 \times IQR$), fueron 17, 8, 16, 18 y 17, respectivamente (Figs. 57 y 58). Aunque las funciones de Kappenman y Pennington, no

necesariamente utilizan esta misma regla para identificar valores extremos, se consideró útil mostrar su ubicación en las Figs. 58 y 59.

Las gráficas de cajas en todas las áreas indican altas concentraciones de valores bajos y asimetría positiva (Figs. 57 y 58). El área dos posee los valores más extremos (*outliers*) respecto a todas las áreas, lo que también podemos observar en las Fig. 52, 54 y 56. Estos resultados muestran una necesidad de usar métodos estadísticos robustos que no dependan de la distribución normal. Los valores transformados logarítmicamente se presentan en las Fig. 59-61 y los resultados del test de normalidad para cada área en la Tabla 11; el área dos presenta una distribución lognormal. Los resultados obtenidos con cada estimador en cada área, incluyendo la media aritmética, se presentan en la Tabla 12.

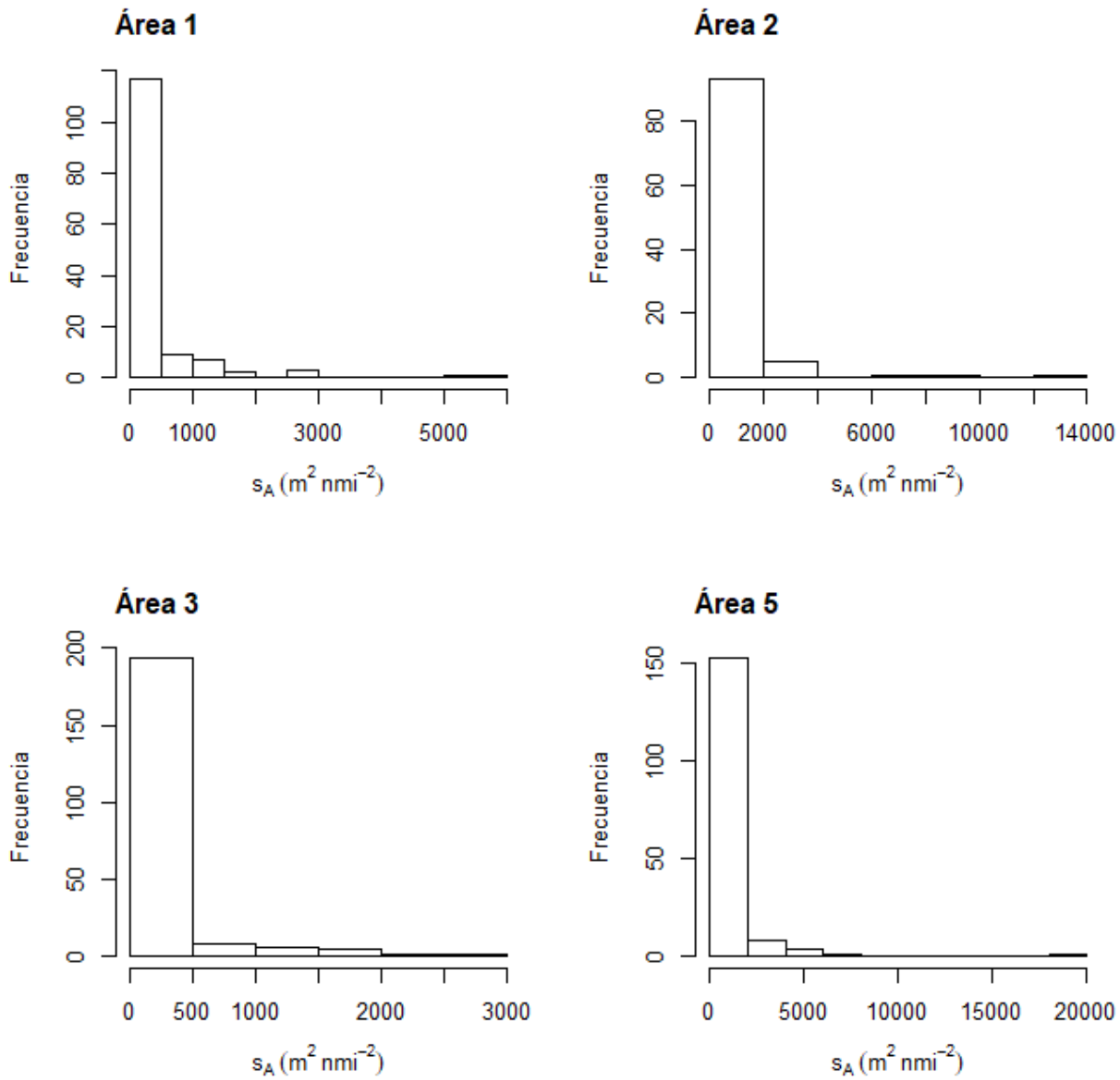


Figura 47. La distribución del s_A sobre las cuales se aplicaron los métodos estadísticos, áreas uno a cinco. El área cuatro no está considerada debido a que no presentó ningún lance de pesca positivo para pelágicos menores.

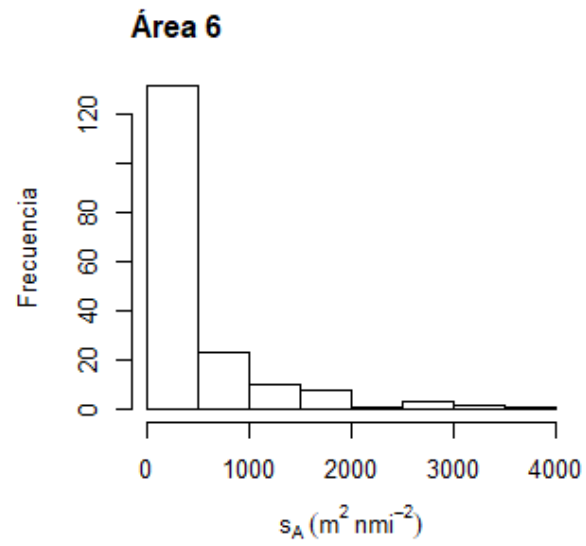
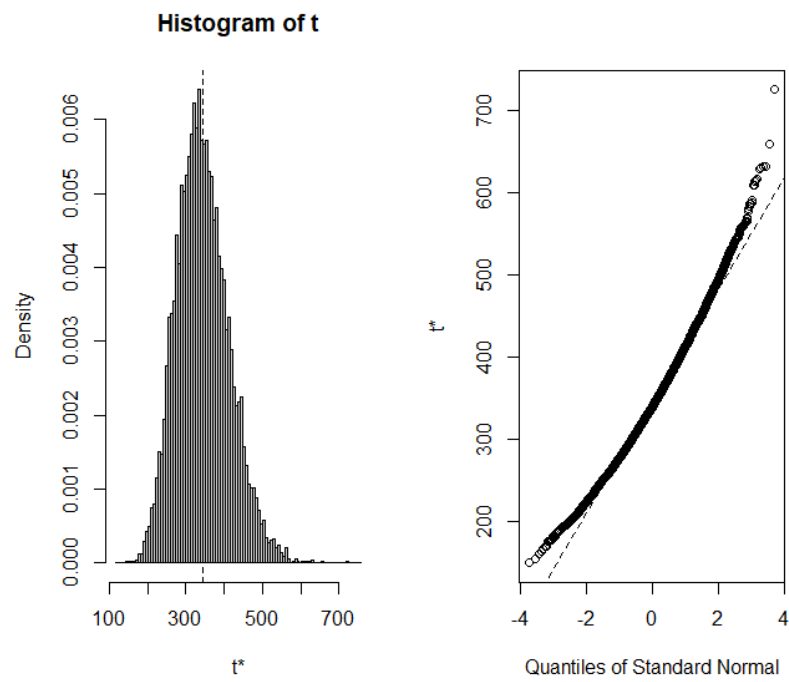


Figura 48. La distribución del s_A sobre la cual se aplicaron los métodos estadísticos, área seis.

Área 1



Área 2

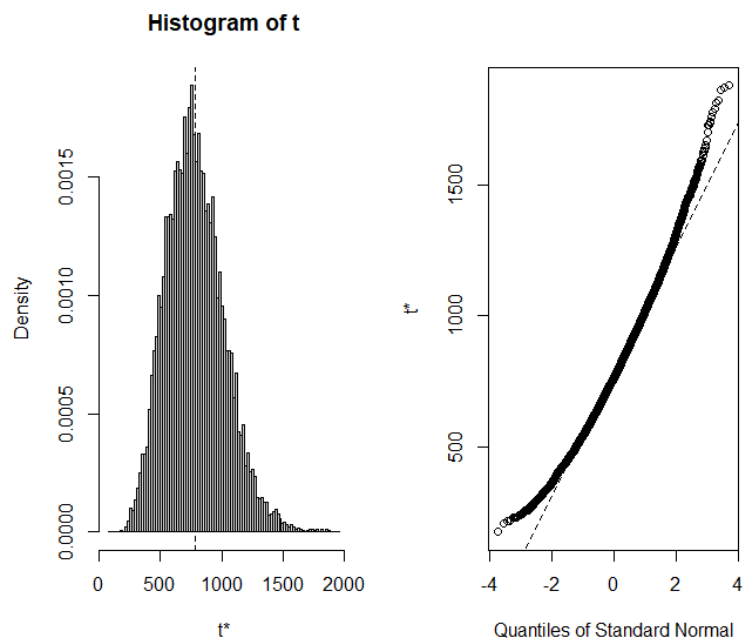


Figura 49. Los estadísticos bootstrap generados en cada una de las $R = 10,000$ repeticiones para el área uno y dos respectivamente.

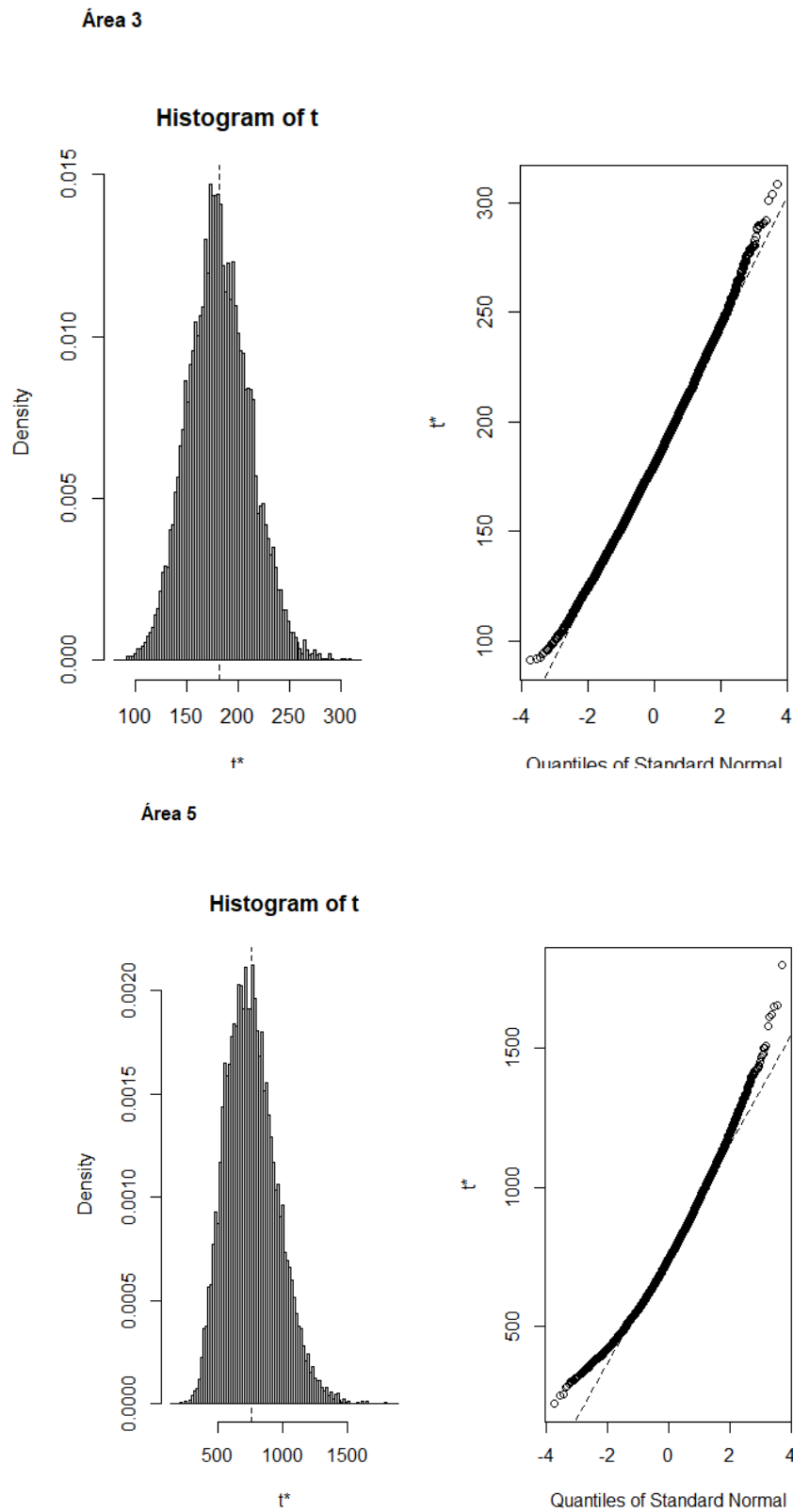


Figura 50. Los estadísticos bootstrap generados en cada una de las $R = 10,000$ repeticiones, para las áreas tres y cinco, respectivamente.

Área 6

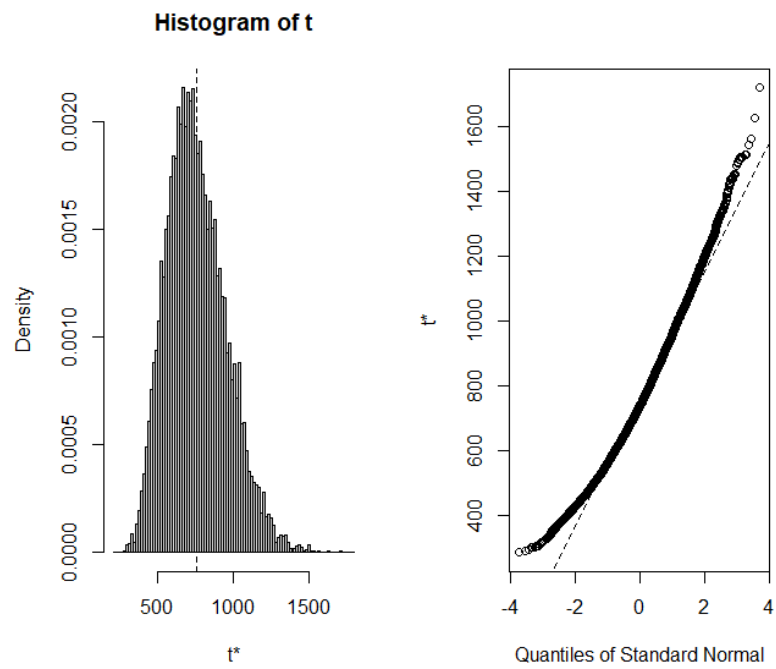


Figura 51. Los estadísticos bootstrap generados en cada una de las $R = 10,000$ repeticiones en el área seis.

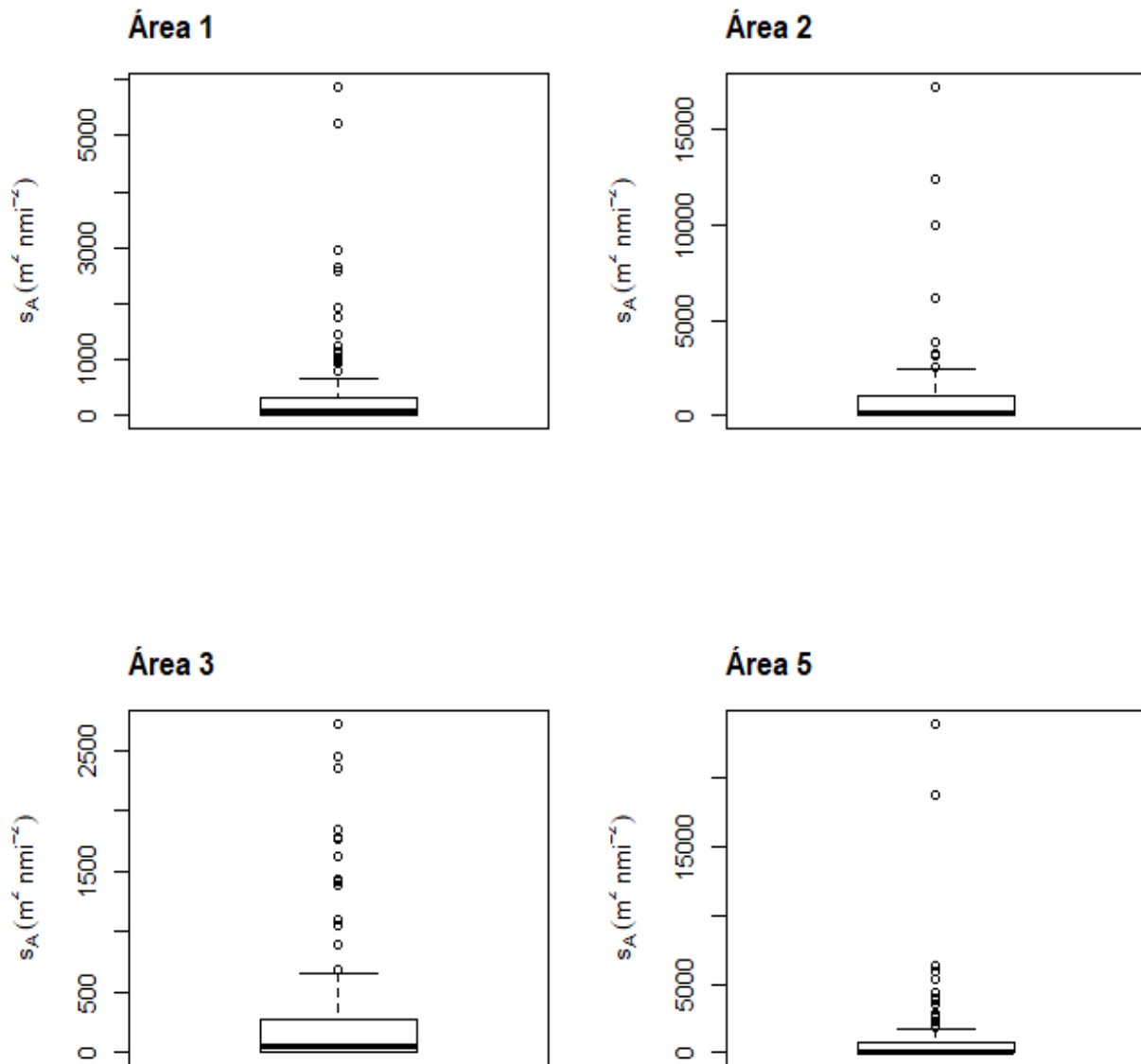


Figura 52. Los diagramas de caja muestran una distribución fuertemente sesgada a la derecha, con una mediana cercana al límite inferior del rango intercuartílico. Los bigotes son desiguales, siendo el superior más largo, lo que sugiere una cola larga hacia valores altos. Se observan varios valores extremos (*outliers*) por encima del bigote superior, lo cual indica la presencia de datos inusualmente altos en la distribución. Estos valores pueden corresponder a eventos raros o agregaciones densas (en caso de datos biológicos o ecológicos, por ejemplo).

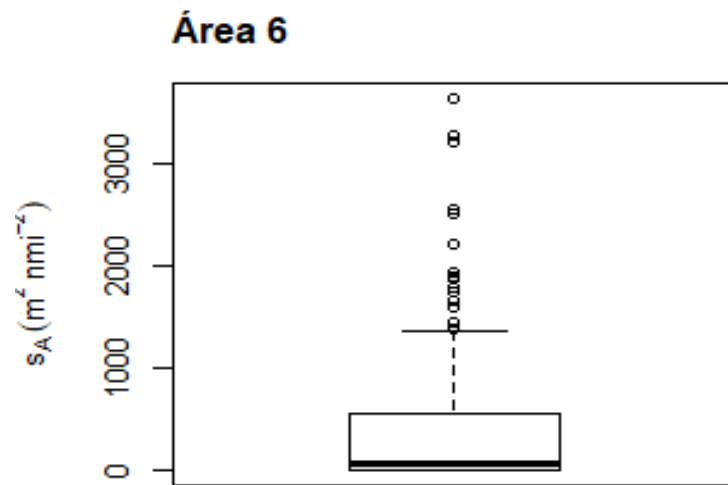


Figura 53. El área seis muestra una caja comprimida, lo que indica que los valores de s_A están concentrados en cero. Muestra un número alto de valores elevados y alta variabilidad, con eventos puntuales de alta densidad acústica.

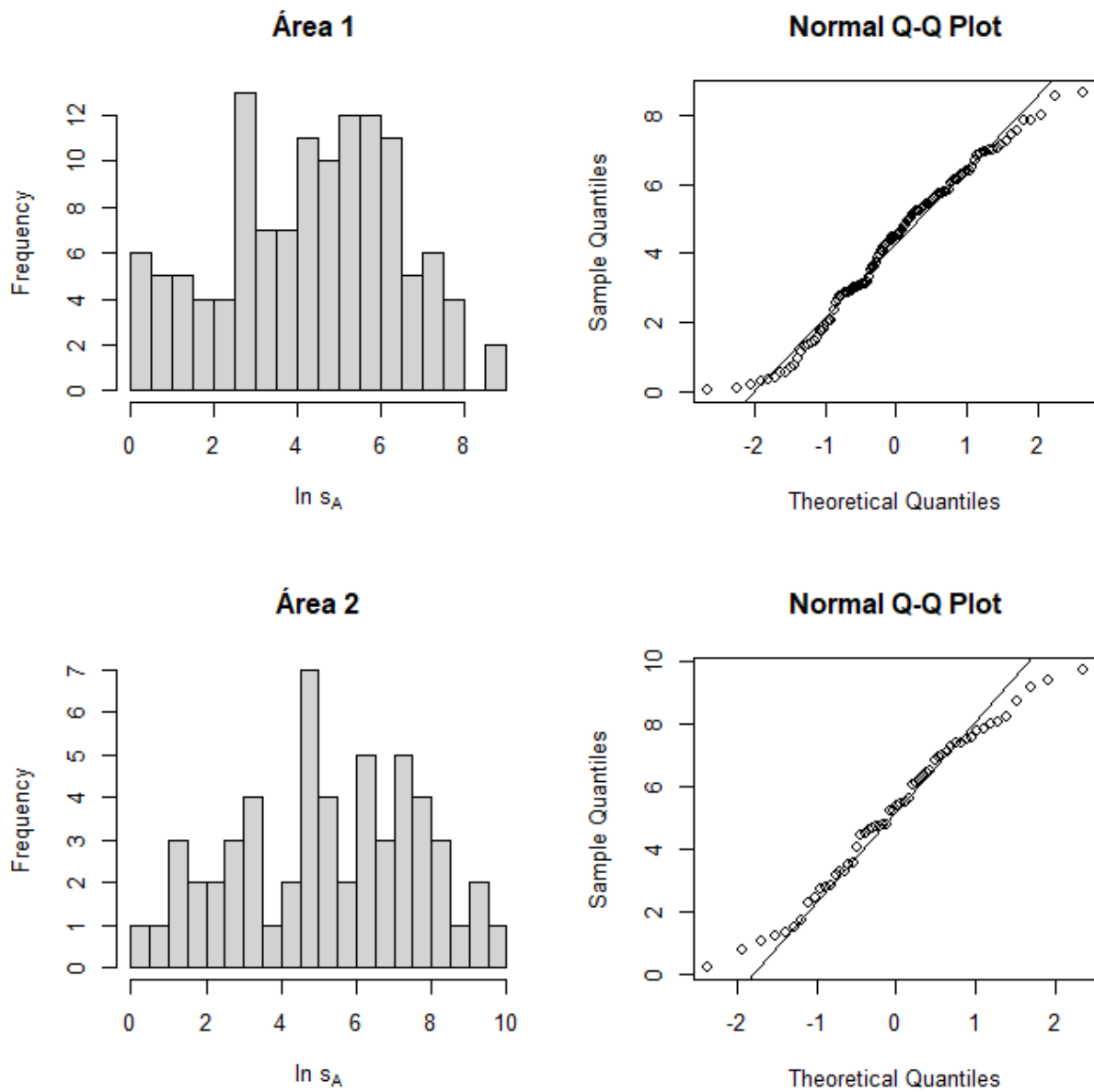


Figura 54. Histograma de la distribución logarítmica de valores s_A correspondientes al área uno y dos. Gráfico de normalidad Q-Q.

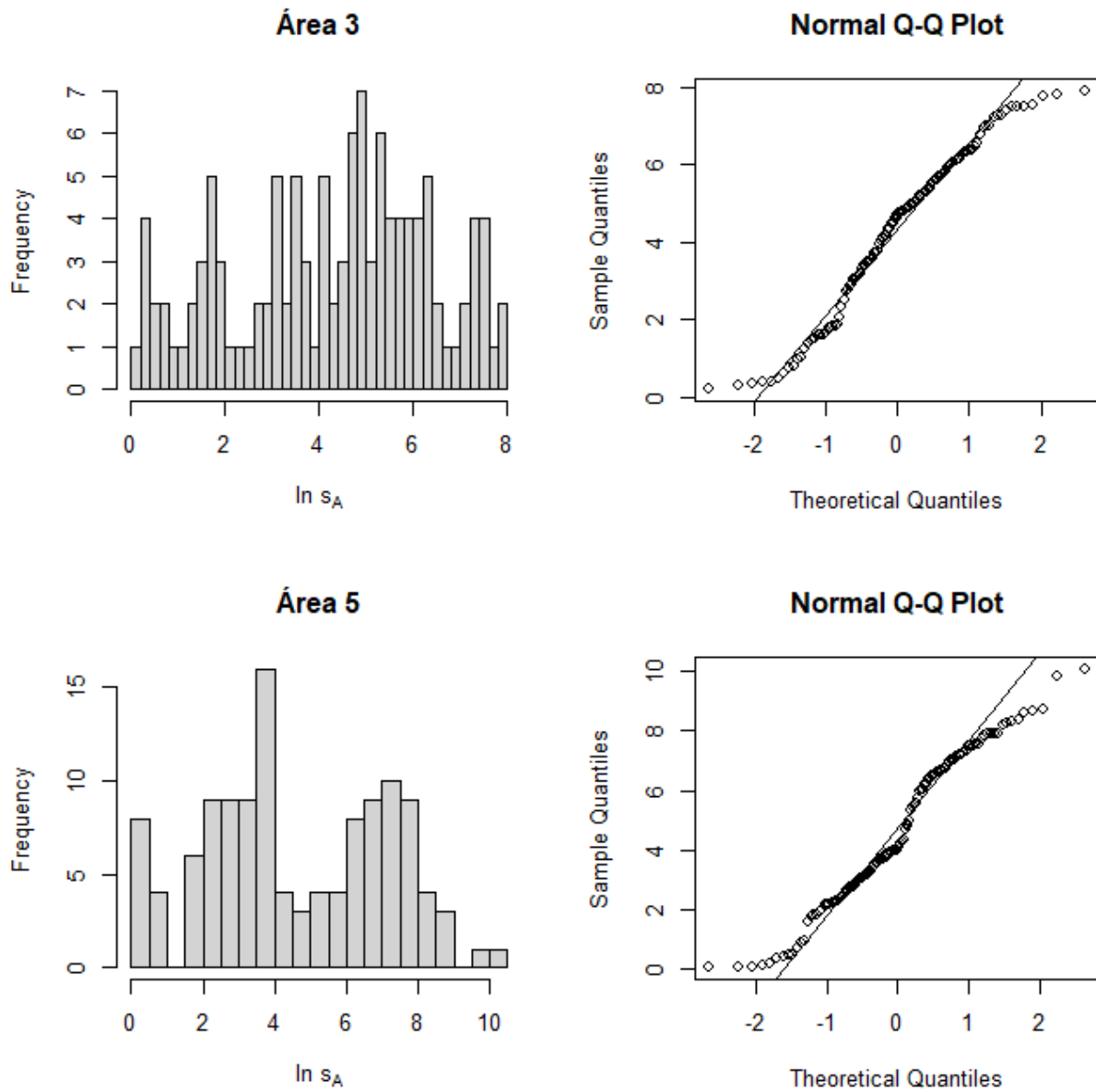


Figura 55. Histograma de la distribución logarítmica de valores s_A correspondientes al área tres y cinco. Gráfico de normalidad Q-Q.

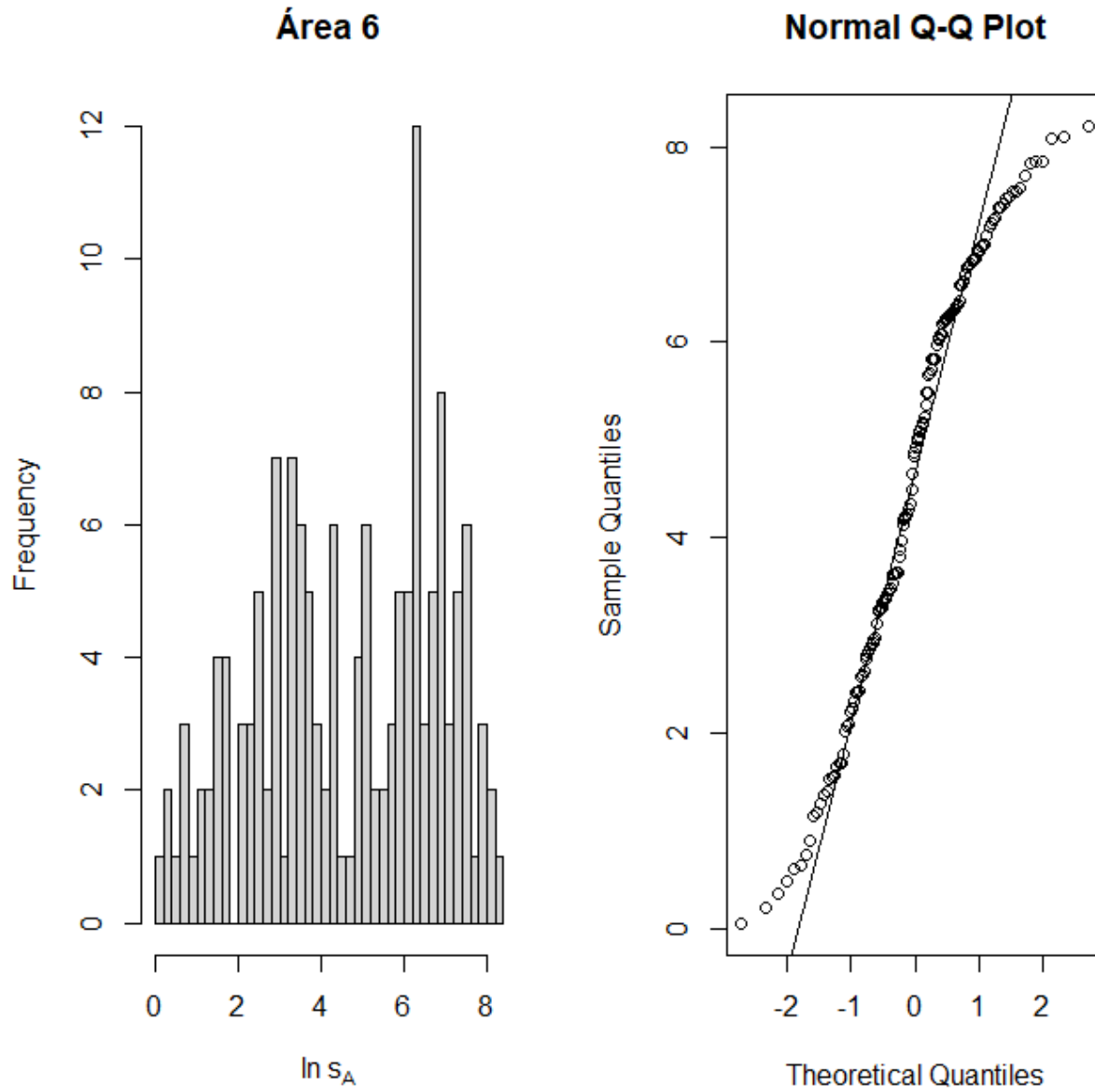


Figura 56. Histograma de la distribución logarítmica de valores s_A correspondientes al área seis. Gráfico de normalidad Q-Q.

Tabla 10. Resultados del test de normalidad en los valores transformados logarítmicamente de las áreas uno a las seis.

Area	Test	Valor de	Conclusión
	Shapiro	P	
	W	p	
1	0.97806	0.04098	Los valores transformados no siguen una distribución normal
2	0.97581	0.3193	Los valores transformados siguen una distribución normal
3	0.96308	0.002649	Los valores transformados no siguen una distribución normal
5	0.96472	0.002934	Los valores transformados no siguen una distribución normal
6	0.955	9.79e-05	Los valores transformados no siguen una distribución normal

Tabla 11. . Comparación de las medias del s_A (m^2nmi^{-2}) estimadas con cada uno de los métodos estadísticos: Bootstrap, Pennington y Kappenman

Area	Media	Mediana	Bootstrap			Pennington			Kappenman		
	aritmética		\bar{X}_B	Var_B	SD_B	\bar{X}_P	Var_P	SD_P	\bar{X}_K	Var_K	SD_K
1	344	67	344	4754	68	652	3.6e+07	6e+03	330	4.2e+05	650
2	781	4	788	5.7e+04	241	7990	1.9e+10	4.4e+05	3405	4.09+08	2.02+02
3	181	2	181	916	30	1241	3.09e+9	5.5e+05	339	9.45+03	972
5	757	21	757	3.8e+04	194	4464	6.7e+10	2.6e+05	1057	17.72+06	4210
6	399	38	399	2.6e+03	51	1862	2.1e+9	4.6e+04	488	13.31+06	3648

Tabla 12. Proporción acústica (P_{ae}) aportada por especie en cada área, durante la campaña de pelágicos menores en el Golfo de California de 2024

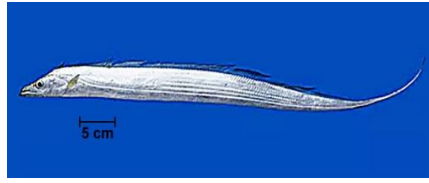
Area (mn^2)	Proporción acústica (P_{ae})					$\bar{\sigma}_{bs,ae}$				
	<i>E. mordax</i>	<i>S. sagax</i>	<i>S. japonicus</i>	<i>O. refulgens</i>	<i>Otros PelMen</i>	<i>E. mordax</i>	<i>S. sagax</i>	<i>S. japonicus</i>	<i>O. refulgens</i>	<i>Otros PelMen</i>
(1) 2400	0.64	**	**	**	0.351	7.76E-06	**	**	**	6.65E-05
(2) 2200	0.76	1.66E-02	0.13	6.1E-02	3.60E-02	1.64E-05	6.72E-06	1.64E-04	4.38E-05	8.29E-06
(3) 2700	0.992	**	**	5.09E-03	2.53E-03	1.33E-05	**	**	4.55E-05	2.75E-05
(4) 1200	0.99	9.63E-04	6.3E-04	**	4.52E-04	1.97E-05	7.59E-06	8.15E-05	**	1.58E-05
(5) 1300	0.98	**	8.55E-03	**	7.21E-03	5.08E-03	**	8.84E-05	**	7.45E-05

Tabla 13. Valor promedio (\bar{x}), límite superior (LS) y límite inferior (LI) del s_A (m^2nmi^{-2}) para las especies *Engraulis mordax*, *Sardinops sagax*, *Scomber japonicus*, *Oligoplites refulgens*, obtenidos mediante los métodos estadísticos Bootstrap, Pennington y Kappenman.

Area	Bootstrap											
	$\bar{x} s_A (m^2nmi^{-2})$											
	E. mordax			S. sagax			S. Japonicus			O. refulgens		
	LI	\bar{x}	LS	LI	\bar{x}	LS	LI	\bar{x}	LS	LI	\bar{x}	LS
1	152	220	341	**	**	**	**	**	**	**	**	**
2	336	593	1131	7	13	24	57	102	193	12	24	59
3	129	179	250	**	**	**	**	**	**	7	9	13
5	749	480	1337	48	72	133	33	50	89	**	**	**
6	390	304	502	**	**	**	**	**	**	**	**	**
	Pennington											
	$\bar{x} s_A (m^2nmi^{-2})$											
1	143	417	691	**	**	**	**	**	**	**	**	**
2	-2483	6.072E+03	14628	52	1.278E+02	308	424	1.03E+03	2503	75	1.707E+02	417
3	43	1.22E+03	2414	**	**	**	**	**	**	0.90	6.66E+01	133
5	255	4.42E+03	9066	21	4.29E+02	882	30	3.51E+02	732	**	**	**
6	377	1.82E+03	3272	**	**	**	**	**	**	**	**	**
	Kappenman											
	$\bar{x} s_A (m^2nmi^{-2})$											
1	138	211	283	**	**	**	**	**	**	**	**	**
2	2056	2588	3120	103	112	121	815	906	997	7	90	67



Orthopristis reddingi
Foto Allen, G.R; tomada de
FishBase



Trichiurus lepturus
Foto Barbosa, J.M; tomada de FishBase



Caranx caballus
Foto Allen, G.R; tomada de
FishBase



Orthopristis chalcea
FishBase



Peprilus snyderi
Foto Robertson, R; tomada de
FishBase



Diapterus brevirostris
Foto Álvarez-Pliego, N; tomada de
FishBase



Micropogonias altipinnis
Foto Amezcua-Linares, F; tomada de
FishBase



Merluccius productus
FishBase



Sphyræna ensis
Foto Allen, G.R; tomada de
FishBase



Myctophidae sp
FishBase



Anchoa sp
FishBase



Dosidicus gigas
FishBase

Figura 57. Especies que fueron registradas como captura incidental en los lances de muestreo de la campaña de pelágicos menores, realizado en la primavera de 2024, dentro del Golfo de California.

7.5.4 Tallas por especie y áreas

Las áreas fueron definidas con respecto a las capturas de especie y tallas que sostiene la flota sardinera de Sonora y Sinaloa; las áreas pueden consultarse en la Fig. 15. Las estructuras de tallas se presentan por especie y según la posición donde se realizó el lance de pesca, fueron asignadas a una de las seis áreas. La especie *Sardinops sagax* presentó tallas de individuos jóvenes, entre 87 y 132 mm. Con diferentes distribuciones de talla, que abarcan desde individuos pequeños de 59 mm hasta individuos jóvenes de 109 mm, la especie *Engraulis mordax* se presentó en todas las áreas de pesca. Las tallas de la especie *Scomber japonicus* fueron variables a lo largo de la costa de Sonora y la costa de Baja California variando en tres modas, entre 160 a 256 mm. La especie *Oligoplites refulgens* únicamente se presentó en las áreas dos y tres, con distribuciones de talla de 223 y 144 mm, estas áreas se encuentran en el litoral de Sonora donde mayormente podemos encontrar esta especie (Figs. 55 a 57, Tabla 12). En el área cuatro, únicamente se realizó un lance de pesca y no fue positivo para ninguna especie de pelágicos menores, por lo que no se presenta en este apartado.

Tabla 14. Las tallas medias por especie y por área en la campaña de pelágicos menores de 2024, dentro del Golfo de California. Las especies fueron asignadas a las áreas donde fueron realizados los lances de pesca. Las tallas representan la LP en mm.

Área	Especie	Talla (mm)
1	<i>Engraulis mordax</i>	59
2	<i>Engraulis mordax</i>	85.23
	<i>Oligoplites refulgens</i>	223.7
	<i>Scomber japonicos</i>	252.4
	<i>Sardinops sagax</i>	86.38
3	<i>Engraulis mordax</i>	75.7
	<i>Oligoplites refulgens</i>	144.4
5	<i>Engraulis mordax</i>	97.5
	<i>Scomber japonicos</i>	160.5
	<i>Sardinops sagax</i>	132.5
6	<i>Engraulis mordax</i>	108.9
	<i>Scomber japonicos</i>	218.8

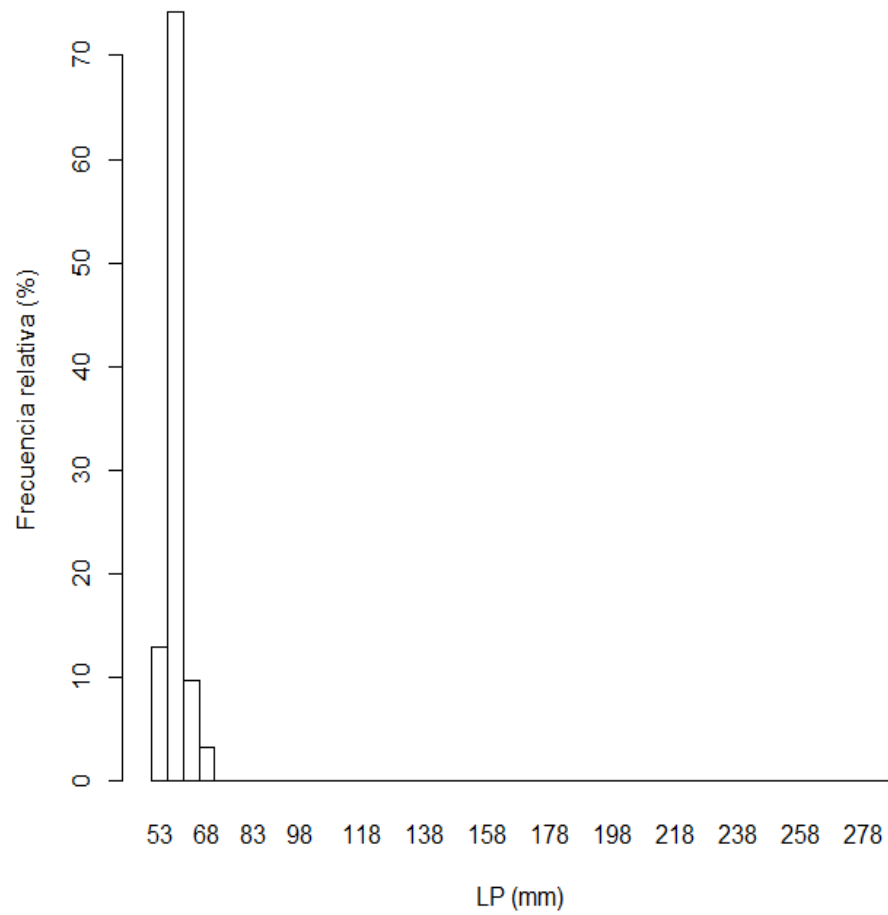


Figura 58. Distribución de tallas en el área uno, de *Engraulis mordax*, con una distribución unimodal en 59 mm.

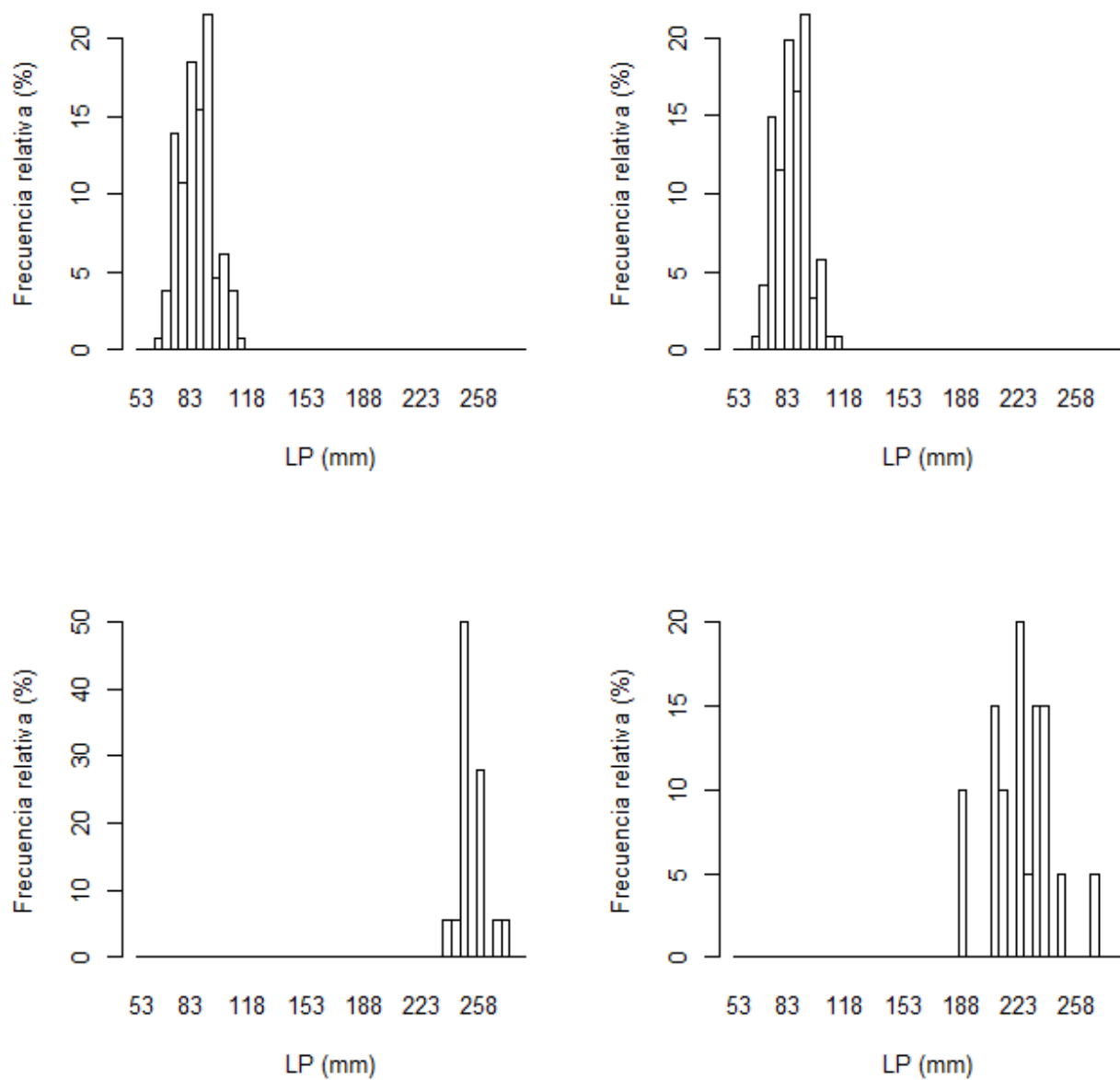


Figura 59. Distribución de tallas en el área dos. En orden de izquierda a derecha: *Sardinops sagax*, *Engraulis mordax*, *Scomber japonicus*, *Oligoplites refulgens*. Con modas en 85, 224, 252, 86 mm, respectivamente

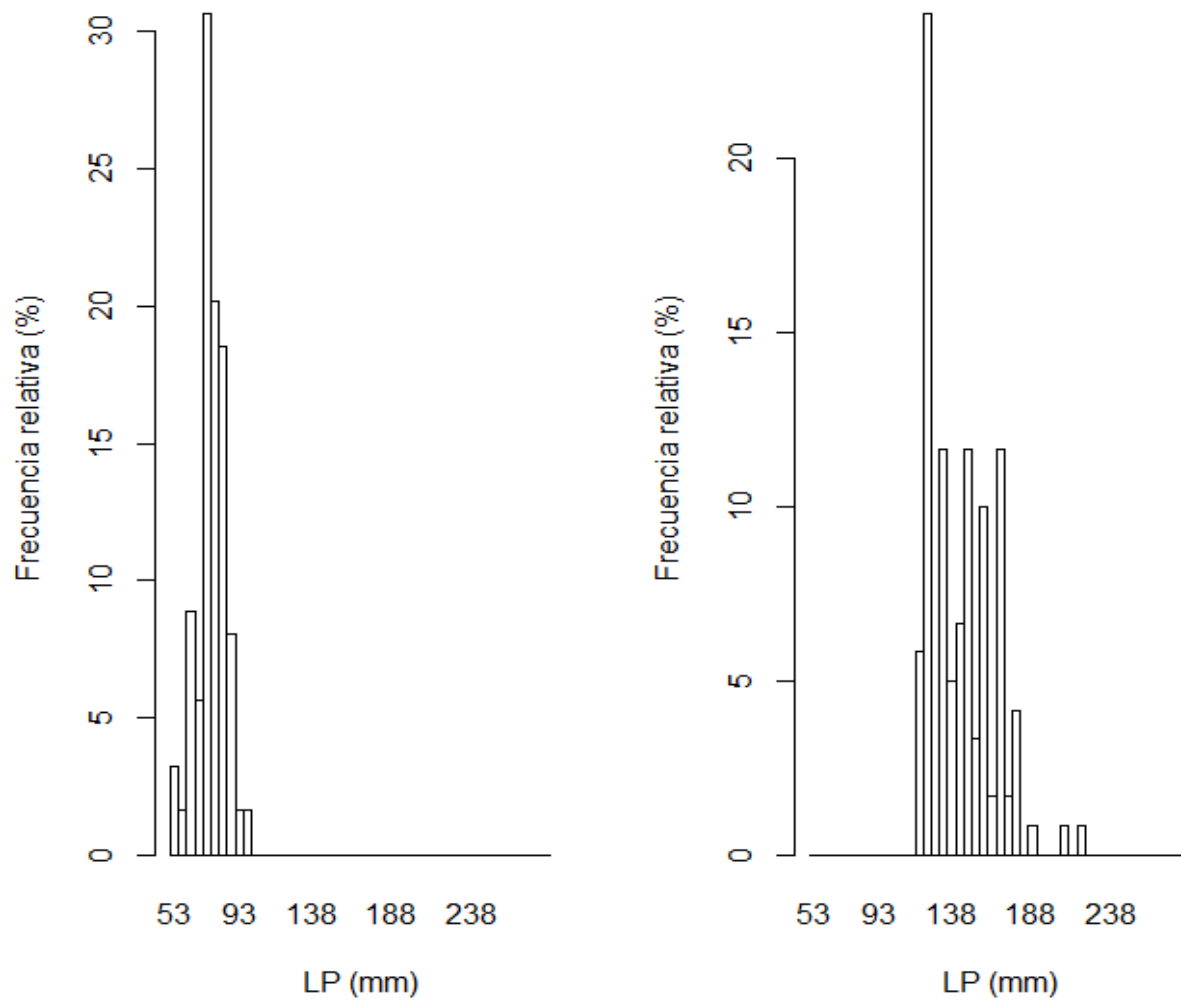


Figura 60. Distribución de tallas en el área tres. *Engraulis mordax* (derecha), con una distribución unimodal de 76 mm; *Oligoplites refulgens* (izquierda), con una moda en 144 mm.

7.5.5 Eointegración

Como resultado de la eointegración se obtuvo el coeficiente de dispersión del área Náutica (s_A re m^2nmi^{-2}), NASC por sus siglas en inglés, en capas de 10 metros de espesor (o profundidad), desde los 3 hasta los 203 m respecto a la superficie. Estos resultados fueron sumados en una sola capa y se presenta en las Fig. 64. Los mayores valores de NASC se obtuvieron en los primeros 50 metros de profundidad, por lo que las correspondientes cinco primeras capas de profundidad, lo que representa desde los 3 hasta los 53 m fueron sumadas y se presentan en las Figs. 58-63.

Con respecto a cada una de las áreas, en el área uno la energía acústica se observó bastante uniforme, teniendo máximos valores en el Desemboque de los Seris, Puerto Libertad y Puerto Lobos; en el área dos la energía acústica tiene los mayores valores fuera de Bahía Kino, Tastiota y El Colorado; en el área tres la energía acústica tiene los mayores valores en la bahía de Yavaros, al sur de Sonora, las siguientes áreas de pesca en donde los valores son altos, son fuera del estero de El Tobari y La Boca de Piedra, al inicio de bahía de Lobos. Con respecto a la costa de Baja California, el área seis tiene los mayores valores alrededor de la Isla Ángel de la Guarda, ubicando valores altos desde Puerto Refugio hasta El Estanque. Los siguientes aportes altos de energía se presentaron frente al Canal de Ballenas Salsipuedes, en San Rafael y San Francisquito. Para el área cinco las mayores contribuciones se presentaron desde Bahía San Carlos hasta Las vírgenes. Con respecto al área cuatro, la mayor contribución se refiere a la Boca de Bahía Concepción y al costado de Isla del Carmen, sin embargo, en esta área no hubo capturas positivas de ninguna especie de pelágicos menores, probablemente debido a que se realizó únicamente un lance de pesca, en un área muy grande.

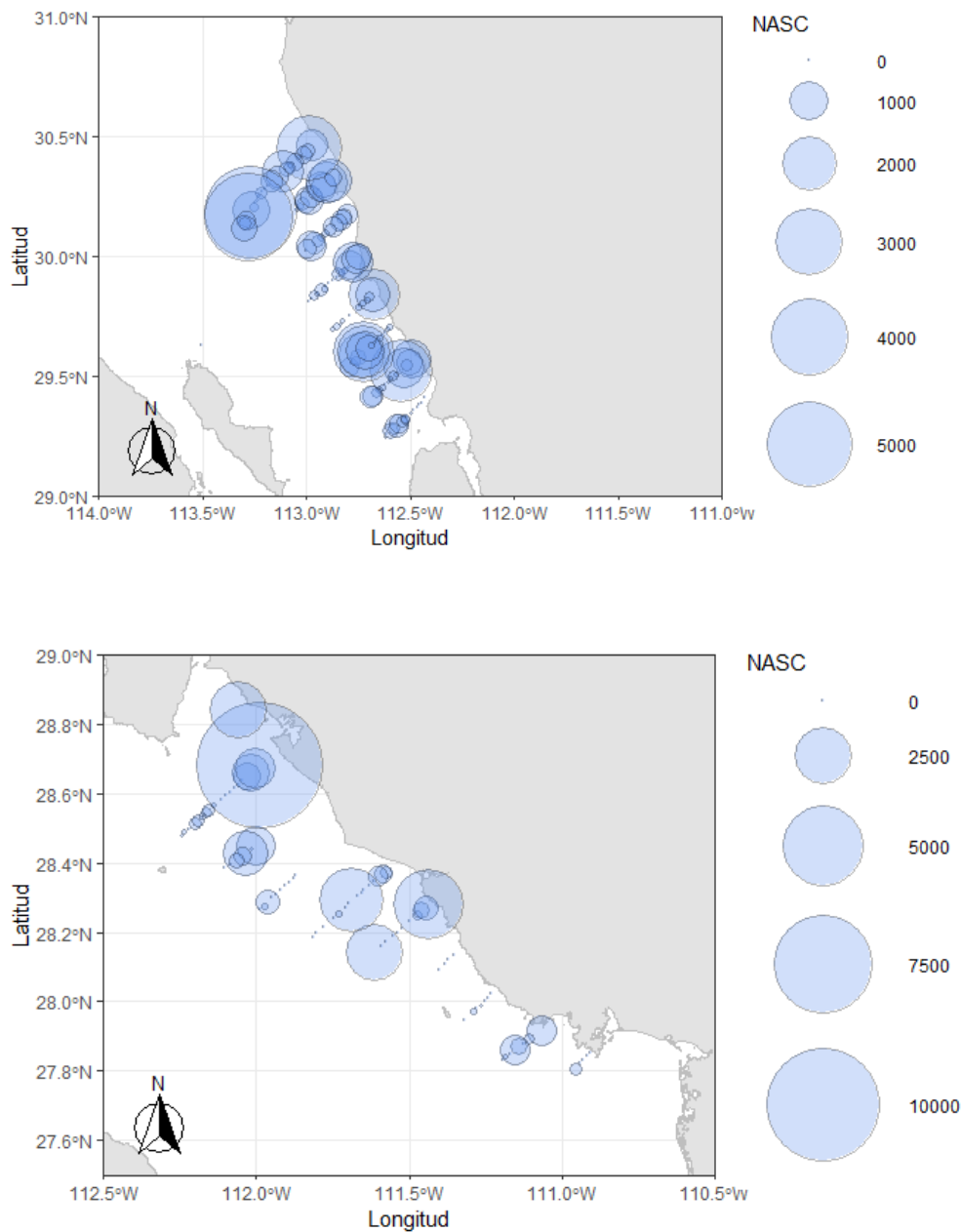


Figura 61. Se presenta la sumatoria de las capas de ecointegración desde los 3 hasta los 203 m de profundidad; valores del coeficiente de dispersión del área Náutica (s_A re $m^2 nmi^{-2}$), en las áreas uno (arriba) y dos (abajo), respectivamente.

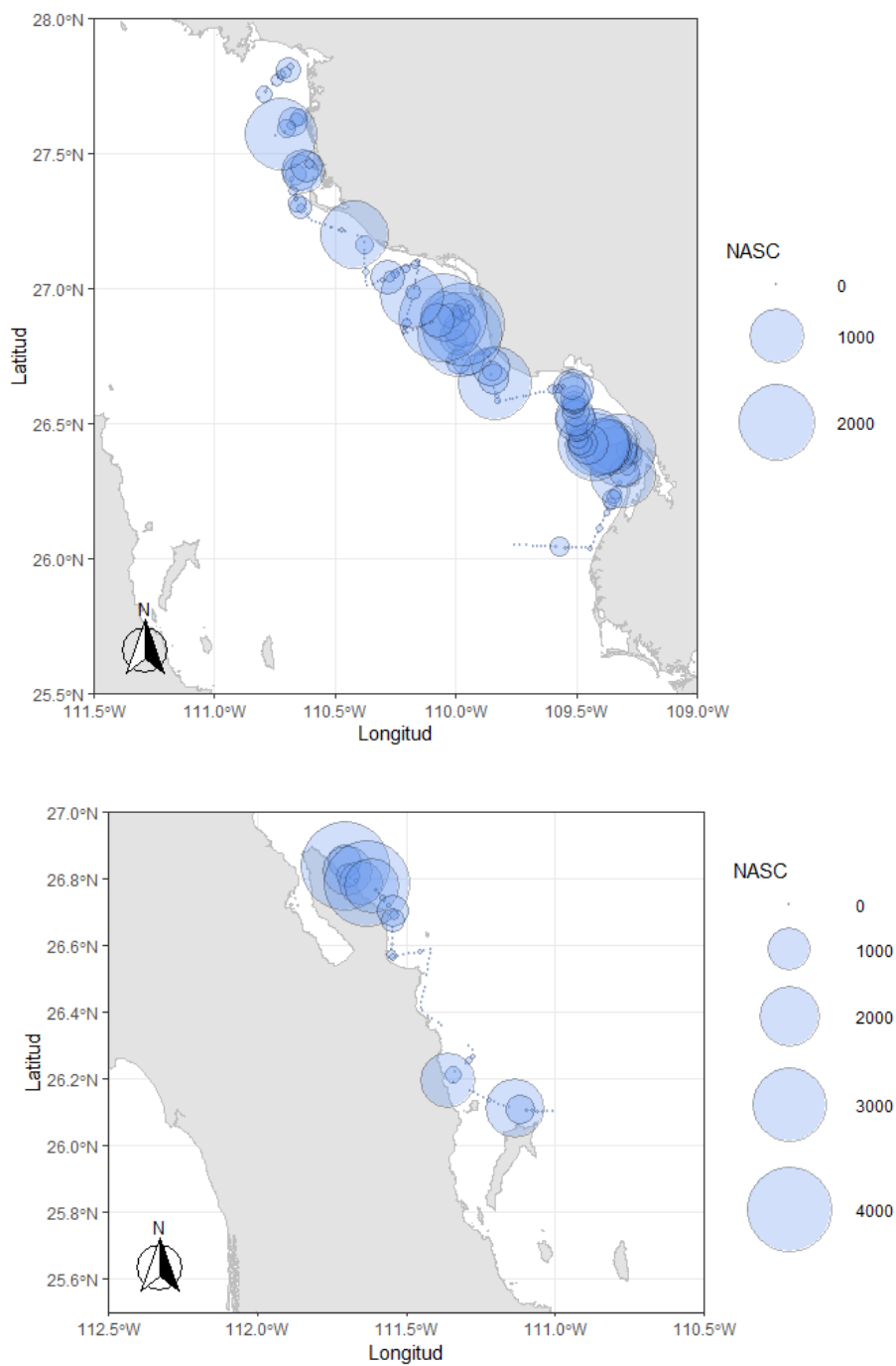


Figura 62. Se presenta la sumatoria de las capas de ecointegración desde los 3 hasta los 203 m de profundidad; valores del coeficiente de dispersión del área Náutica (s_A re m^2nmi^{-2}), en las áreas tres (arriba) y cuatro (abajo), respectivamente.

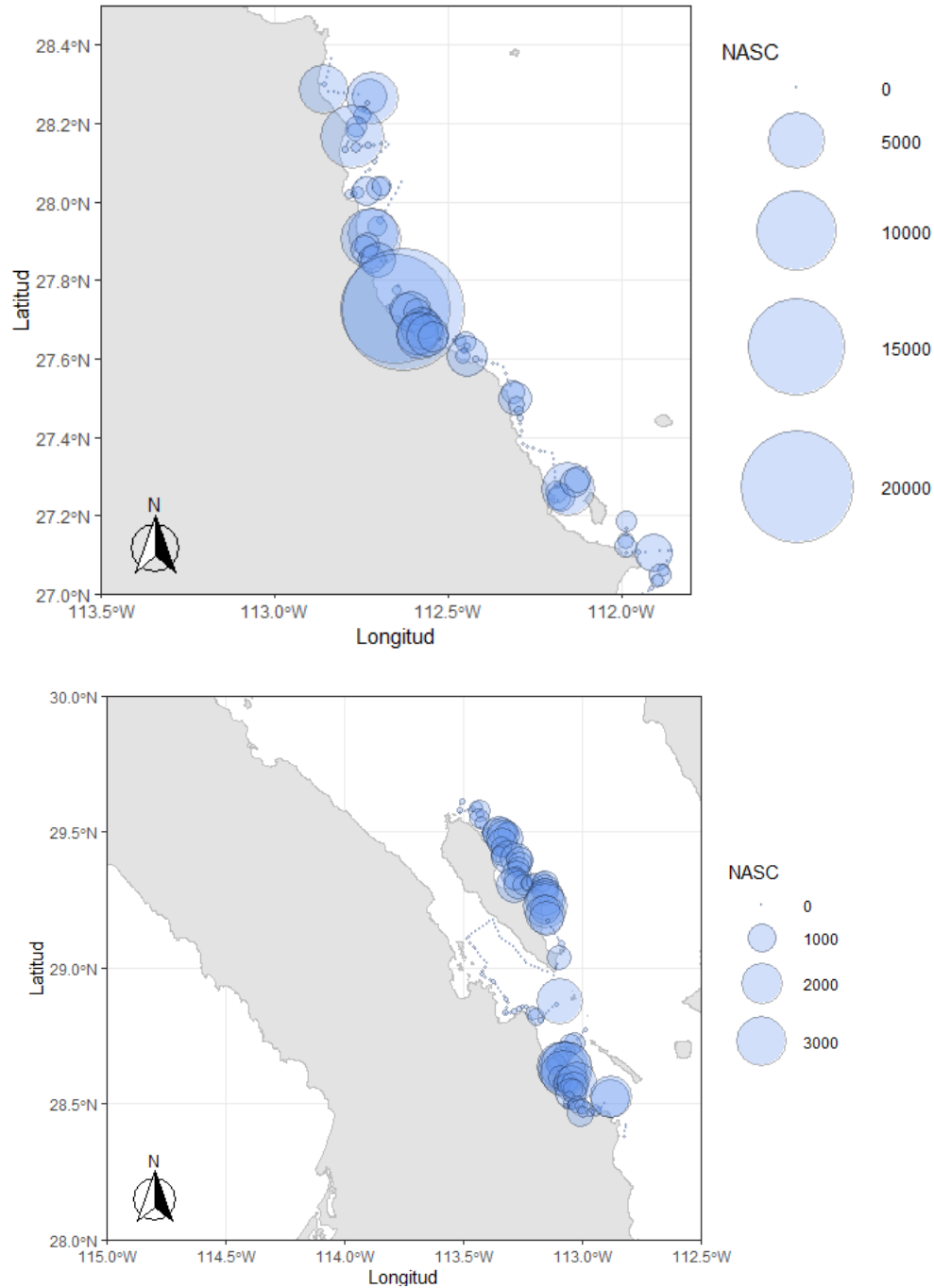


Figura 63. Se presenta la sumatoria de las capas de econtegración desde los 3 hasta los 203 m de profundidad; valores del coeficiente de dispersión del área Náutica (s_A re m^2nmi^{-2}), en las áreas cinco (arriba) y seis (abajo), respectivamente.

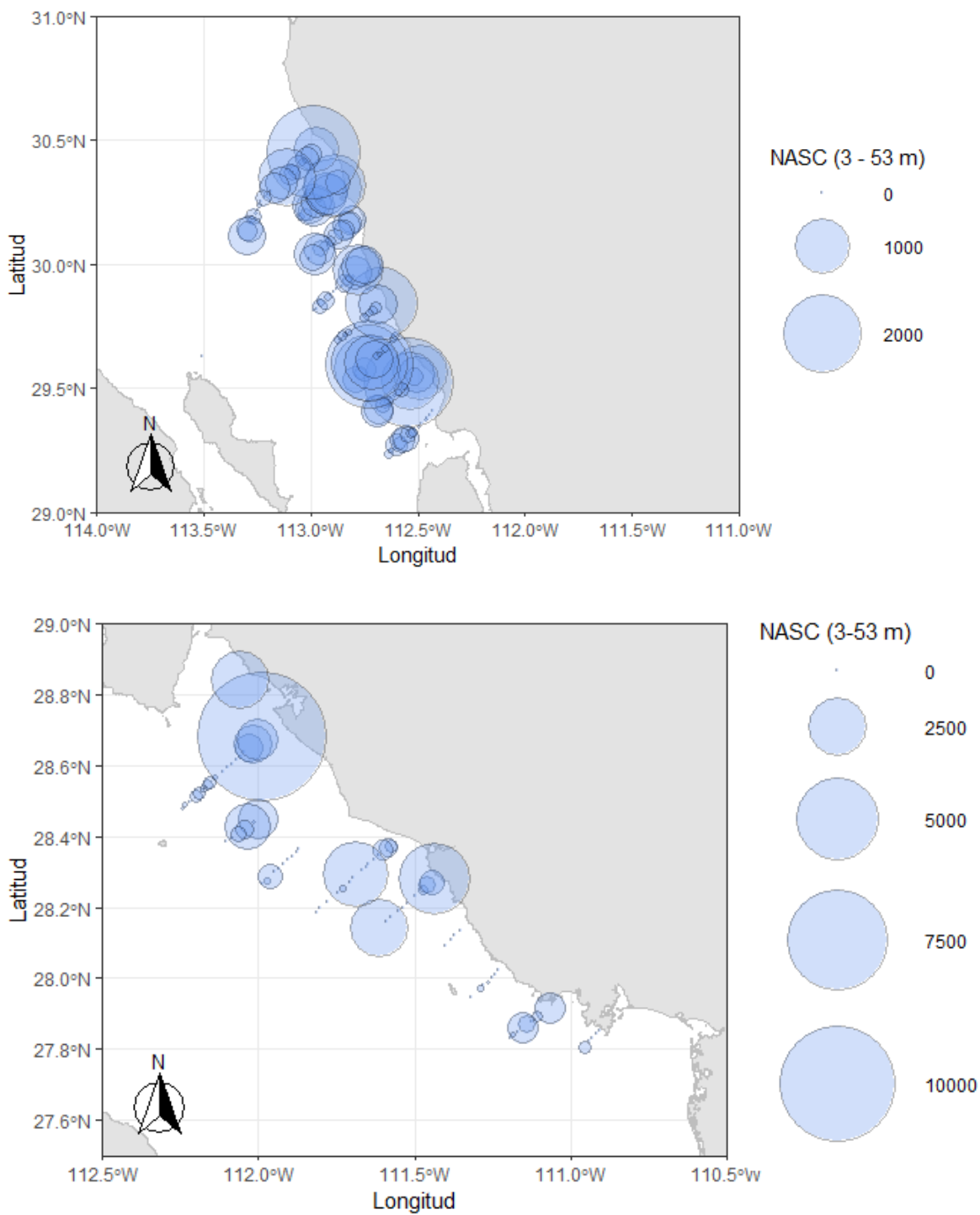


Figura 64. Se presenta la sumatoria de las capas de ecointegración desde los 3 hasta los 53 m de profundidad; valores del coeficiente de dispersión del área Náutica (s_A re $m^2 nmi^{-2}$), en las áreas uno y dos, respectivamente.

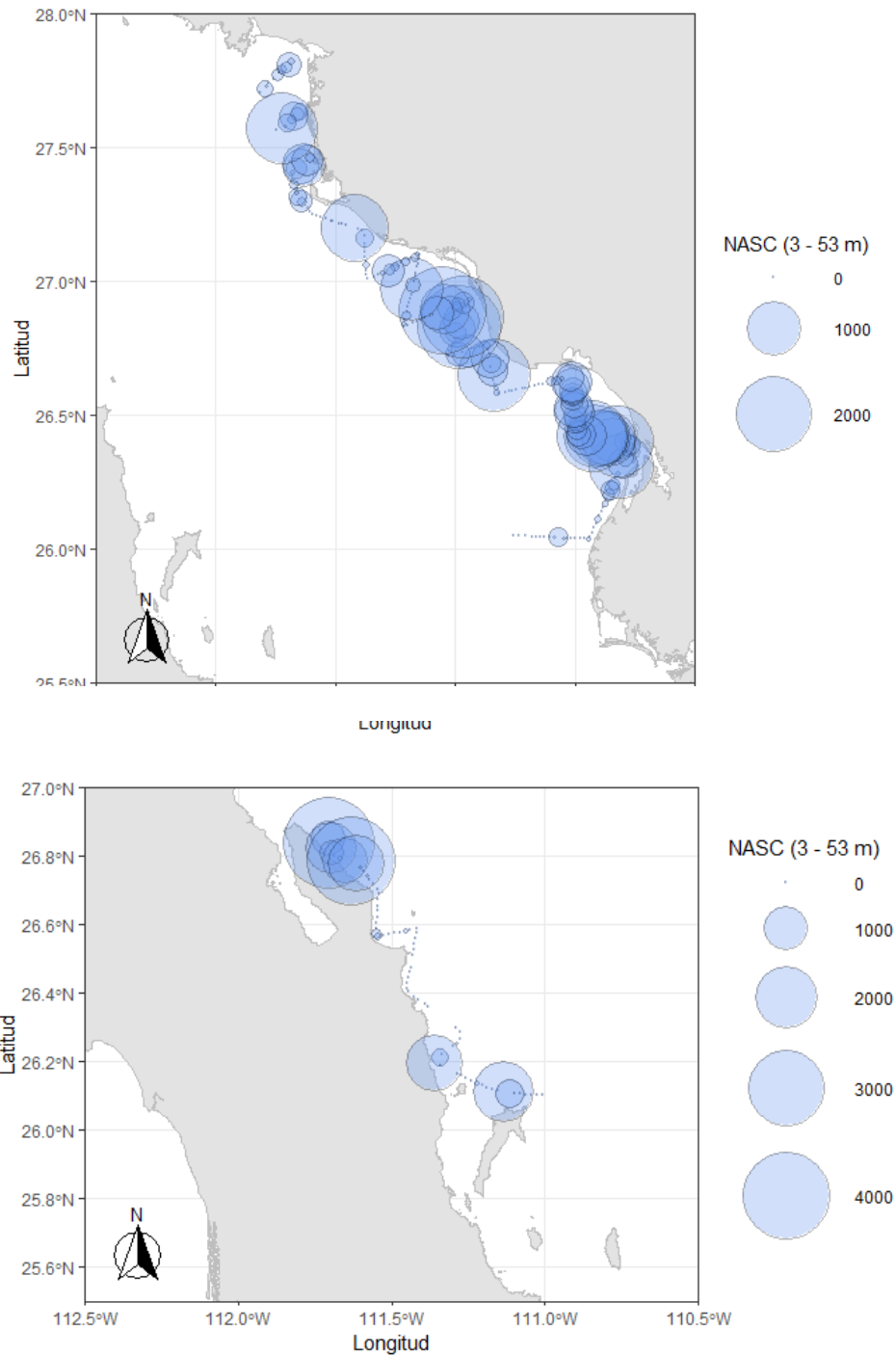


Figura 65. Se presenta la sumatoria de las capas de ecointegración desde los 3 hasta los 53 m de profundidad; valores del coeficiente de dispersión del área Náutica (s_A re $m^2 nmi^{-2}$), en las áreas tres y cuatro, respectivamente.

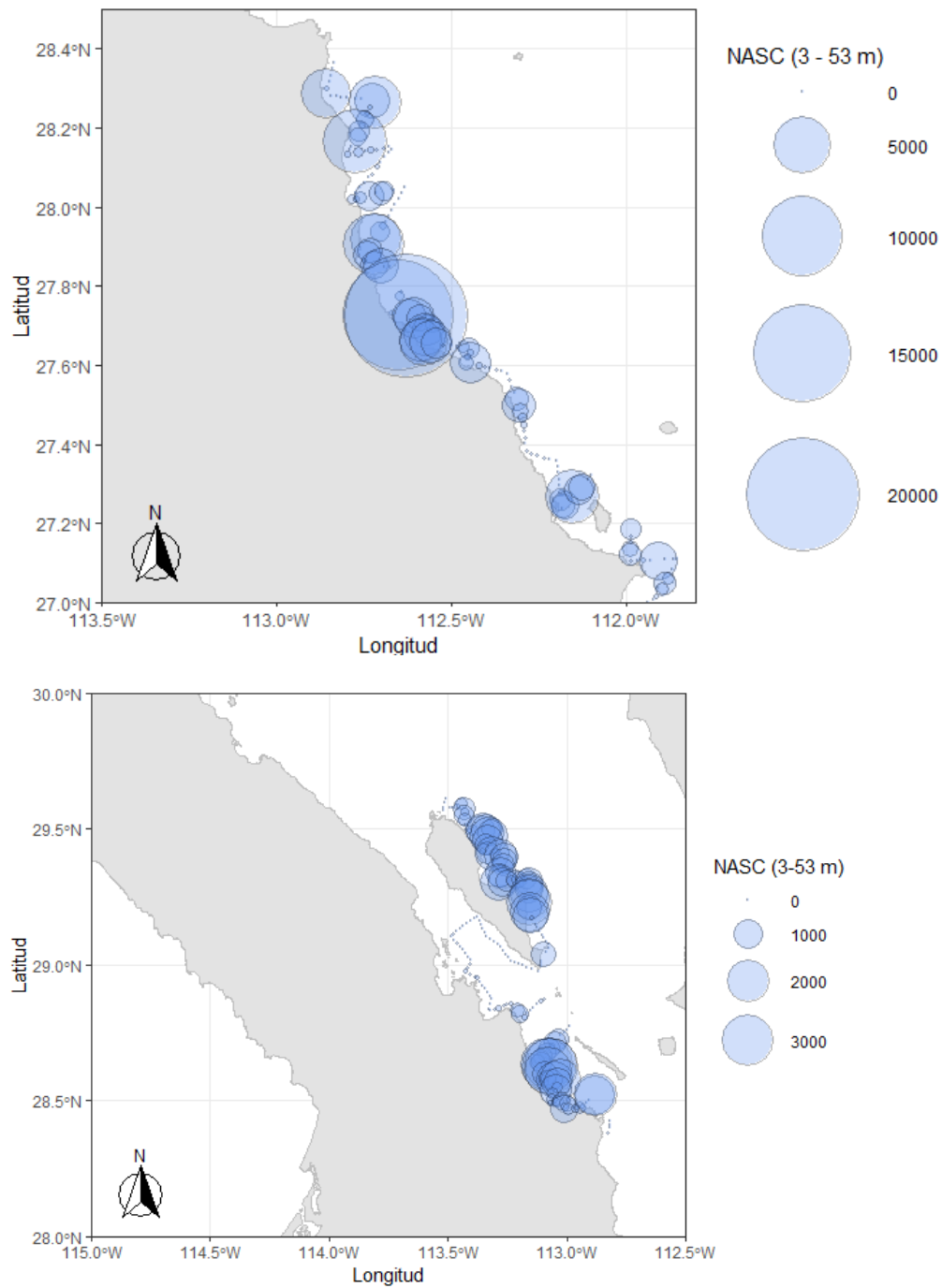


Figura 66. Se presenta la sumatoria de las capas de ecointegración desde los 3 hasta los 53 m de profundidad; valores del coeficiente de dispersión del área Náutica (s_A re m^2nmi^{-2}), en las áreas cinco y seis, respectivamente

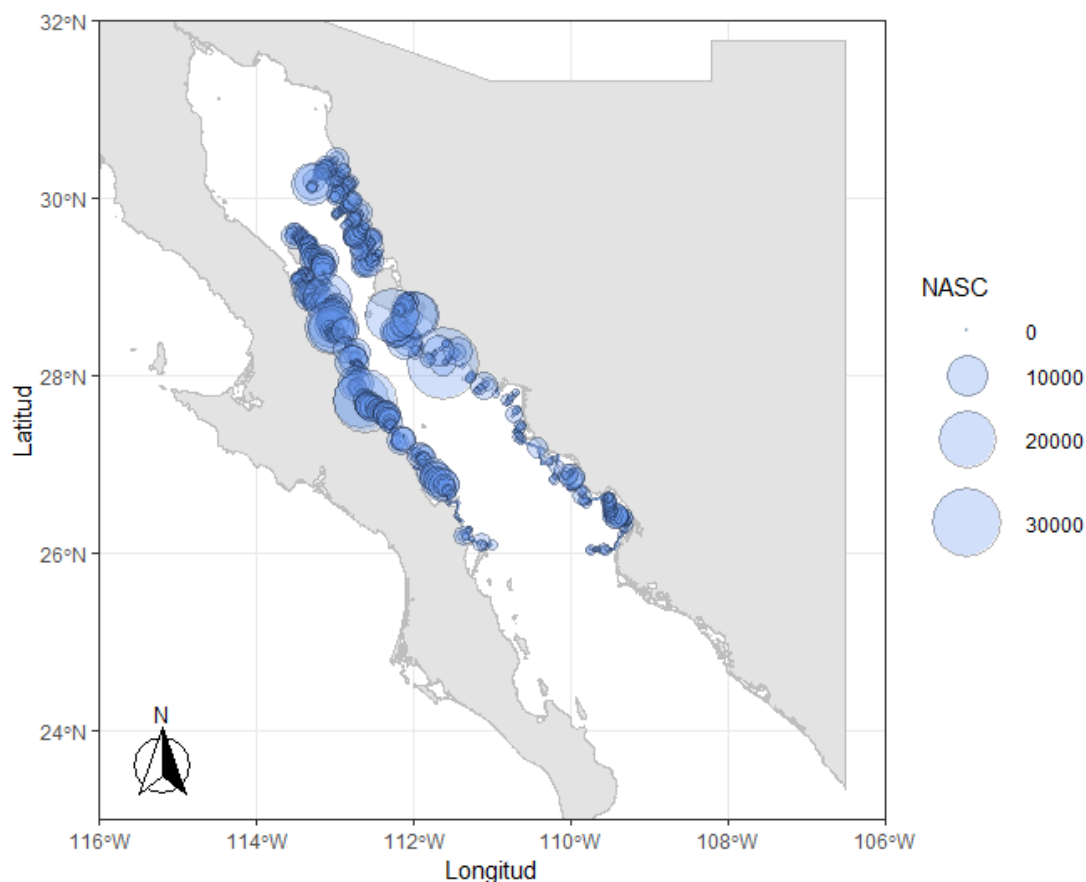


Figura 67. Se presenta la sumatoria de las capas de eointegración desde los 3 hasta los 250 m de profundidad; valores del coeficiente de dispersión del área Náutica (s_A re m^2nmi^{-2}), en toda el área de estudio.

7.5.6 Estimación de biomasa por especie

La estimación de biomasa por especie y área, utilizando los valores estimados por *Bootstrap*, se presenta en la Tabla 15. Para *Engraulis mordax* la estimación total para toda el área de estudio fue 139,507 t (IC= 91,648 t - 235,997 t, $p= 0.05$). En la especie *Sardinops sagax* la biomasa estimada fue 61,346 t (IC= 38,511 t – 113,914 t, $p= 0.05$), *Scomber japonicus* 58,783 t (IC= 33,935 t – 111,211 t, $p= 0.05$), *Oligoplites refulgens* 8,762 t (IC= 4,913 t – 19,304 t, $p= 0.05$). La estimación de biomasa por especie y área, utilizando los valores con el estimador de Pennington, se presenta en la Tabla 16. Para *Engraulis mordax* la estimación fue 930,805 t (IC= 421,053 t -1,858,188 t, $P= 0.05$). En la especie *Sardinops sagax* la biomasa estimada fue 208,643 t (IC= 37,236 t – 454,754 t, $p= 0.05$), *Scomber japonicus* 578,676 t (IC= 220,986 t -1,378,252 t, $p= 0.05$), *Oligoplites refulgens*

61,991 t (IC= 21,311 t – 144, 898 t, p= 0.05). La estimación de biomasa por especie y área, utilizando los valores con el estimador de Kappenman, se presenta en la Tabla 17. Para *Engraulis mordax* la estimación fue 396,981 t (IC= 294,407 t – 491,672 t, p= 0.05). En la especie *Sardinops sagax* la biomasa estimada fue de 128,800 t (IC = 95,378 t – 160,971 t, p= 0.05), *Scomber japonicus* 470,643 t (IC= 420,470 t – 521,176 t, p= 0.05), *Oligoplites refulgens* 30,541 t (IC= 21,311 t – 40,019 t, p=0.05) (Figs. 72 y 73).

Tabla 15. Biomasa en toneladas y número de individuos por área y especie, incluyendo los intervalos inferior y superior. Utilizando el valor medio de s_A del bootstrap.

Especie	Área	nm ²	Intervalo inferior (N. individuos)	N. individuos	Intervalo superior (N. individuos)	Intervalo inferior (t)	Biomasa (t)	Intervalo superior (t)
<i>Engraulis mordax</i>								
	1	2,400	1,546,742	2,195,375	3,462,406	8,910	12,645	19,945
	2	2,200	1,578,093	2,789,842	5,311,973	27,027	47,780	90,976
	3	2,698	787,833	1,082,519	1,515,526	11,274	15,490	21,687
	5	1,200	1,761,787	2,709,929	4,978,606	25,370	39,023	71,692
	6	1,300	886,763	1,142,550	1,474,120	19,067	24,569	31,697
Total				9,920,215			139,507	
<i>Sardinops sagax</i>								
	2	2,200	48,866	87,098	166,656	8,791	15,669	29,981
	5	1,200	330,411	507,806	933,102	29,720	45,677	83,933
Total				594,904			61,346	
<i>Scomber japonicus</i>								
	2	2,200	42,115	74,352	141,698	29,386	51,880	98,872
	5	1,200	59,085	89,648	160,239	4,549	6,903	12,339

Total				164,000			58,783	
<i>Oligoplites</i>								
<i>refulgens</i>								
	2	2200	21,823	42,599	104,450	3,429	6,693	16,409
	3	2698	28,134	39,206	54,871	1,484	2,069	2,895
Total				81,805			8,762	

Tabla 16. Biomasa en toneladas y número de individuos por área y especie, incluyendo los intervalos inferior y superior. Utilizando el estimador de Pennington para la media de s_A

Especie	Área	nm ²	Intervalo inferior (N. individuos)	N. individuos por área	Intervalo superior (N. individuos)	Intervalo inferior (t)	Biomasa (t)	Intervalo superior (t)
<i>Engraulis mordax</i>								
	1	2,400	1,426,994	4,171,213	6,905,454	7,877	23,026	38,119
	2	2,200	11,663,434	29,196,334	70,332,145	199,754	481,776	1,160,568
	3	2,698	259,651	7,390,025	14,520,396	3,642	103,980	203,715
	5	1,200	815,166	15,987,943	32,791,050	10,760	211,041	432,841
	6	1,300	1,103,103	5,335,686	9,568,269	199,020	110,982	22,945
Total				62,081,201			930,805	
<i>Sardinops sagax</i>								
	2	2,200	362,318	890,777	2,146,039	30,410	74,766	180,124
	5	1,200	152,753	2,995,936	6,144,623	6,826	133,877	274,580
Total				3,886,713			208,643	
<i>Scomber japonicus</i>								
	2	2,200	310,907	760,422	1,831,624	216,827	530,318	1,277,375
	5	1,200	54,604	634,802	1,324,210	4,159	48,358	100,877

Total				1,395,224			578,676	
<hr/>								
<i>Oligoplites</i>								
<i>refulgens</i>								
	2	2200	135,175	303,909	742,993	21,114	47,470	116,055
	3	2698	3,857	283,253	562,650	197	14,521	28,843
Total				587,162			61,991	
<hr/>								

Tabla 17. Biomasa en toneladas y número de individuos por área y especie, incluyendo los intervalos inferior y superior. Utilizando el estimador de Kappenman para la media de s_A

Especie	Área	nm²	Intervalo inferior (N. individuos)	N. individuos por área	Intervalo superior (N. individuos)	Intervalo inferior (t)	Biomasa (t)	Intervalo superior (t)
<i>Engraulis mordax</i>								
	1	2,400	1,387,078	2,105,565	2,834,030	7,990	12,129	16,324
	2	2,200	9,886,750	12,444,130	15,001,511	163,143	205,344	247,544
	3	2,698	3,212,880	2,681,616	2,150,353	30,168	37,622	45,075
	5	1,200	211,227	3,747,121	5,385,582	30,417	53,959	77,553
	6	1,300	3,286,897	4,089,015	4,891,127	70,679	87,927	105,176
Total				25,067,447			396,981	
<i>Sardinops sagax</i>								
	2	2,200	718,178	780,378	842,578	60,280	65,500	70,720
	5	1,200	390,189	703,734	1,003,343	35,098	63,300	90,251
Total				1,484,112			128,800	
<i>Scomber japonicus</i>								
	2	2,200	597,051	663,658	730,266	416,383	462,835	509,287
	5	1,200	48,065	101,282	154,402	3,701	7,799	11,889

Total				764,940			470,634	
<hr/>								
<i>Oligoplites</i>								
<i>refulgens</i>								
	2	2200	108,776	161,141	215,090	17,089	25,316	33,791
	3	2698	82,362	101,921	121,481	4,222	5,225	6,228
Total				263,062			30,541	
<hr/>								

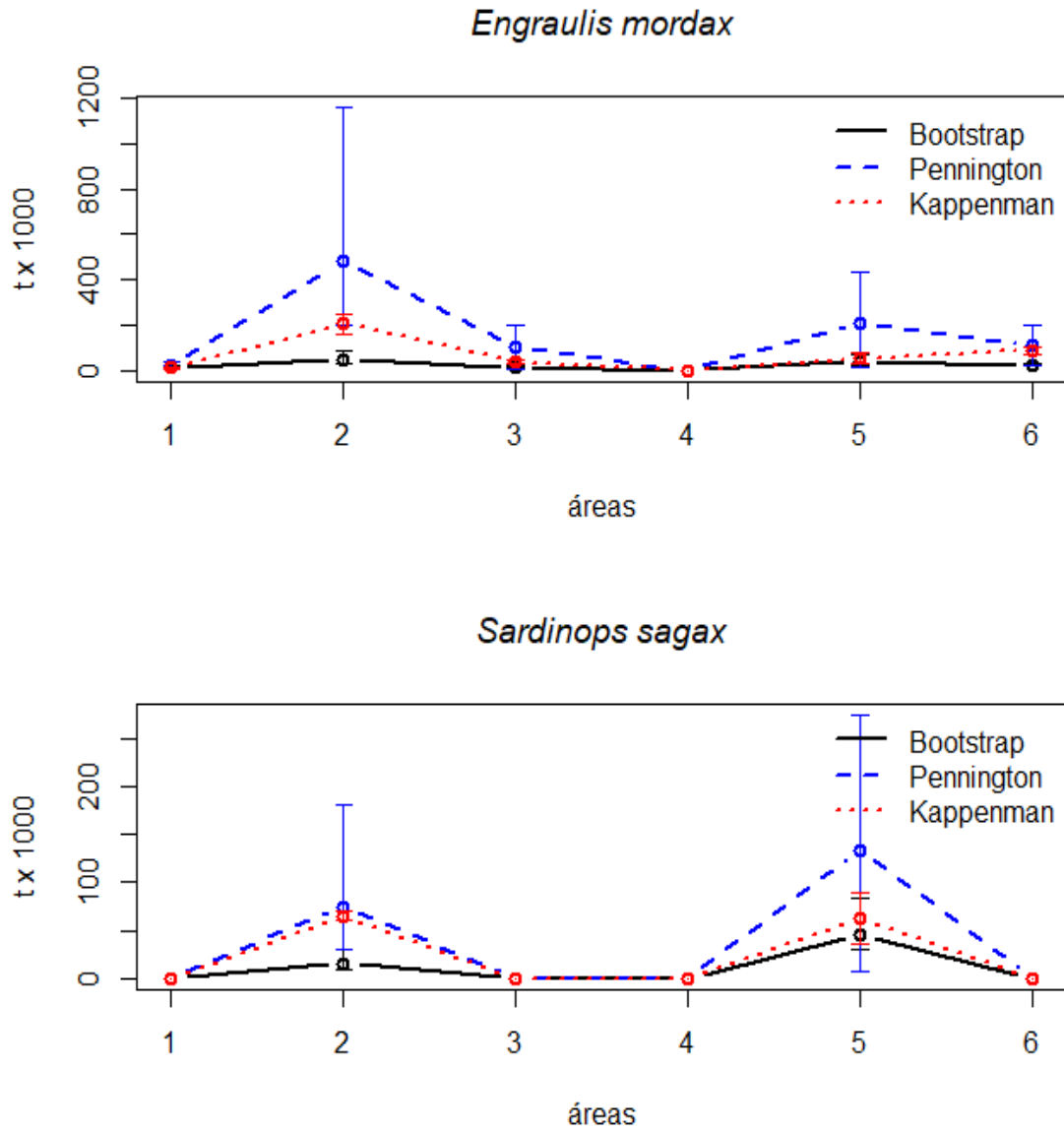


Figura 68. Se presentan los valores estimados de biomasa con tres métodos estadísticos distintos (1) Bootstrap en negro, (2) Pennington en azul, (3) Kappenman en rojo, para las especies *Engraulis mordax* y *Sardinops sagax*, respectivamente

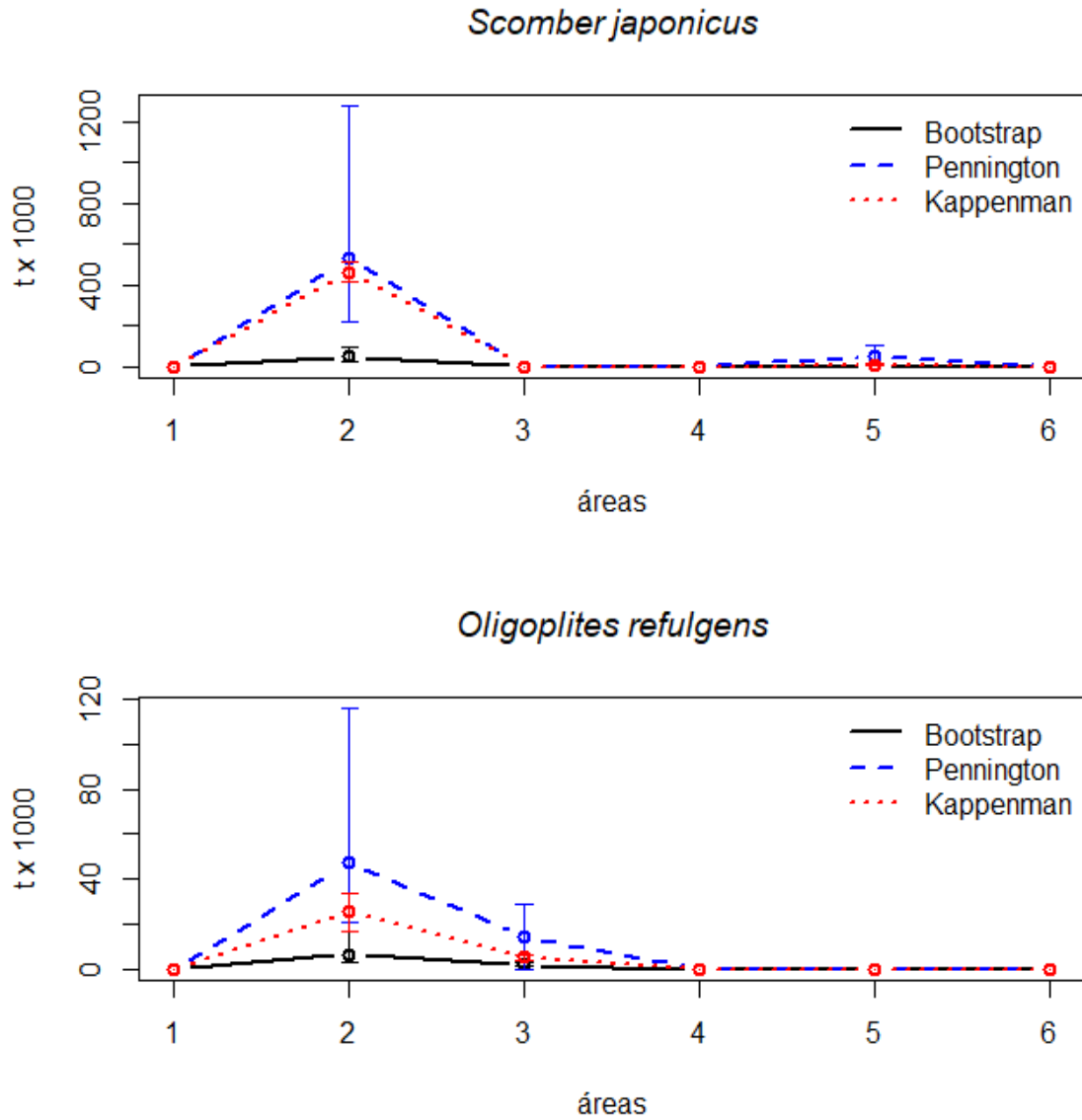


Figura 69. Se presenta los valores estimados de biomasa con tres métodos estadísticos distintos (1) Bootstrap en negro, (2) Pennington en azul, (3) Kappenman en rojo, para las especies *Scomber japonicus* y *Oligoplites refulgens*.

8. DISCUSIÓN

8.1 Muestra acústica y tamaño de la celda

Estadísticamente, ambos métodos de muestras acústicas tienen diferencias significativas (en todas las especies); sin embargo, los cardúmenes completos tienen una distribución mejor representada, son fácilmente identificables en los ecogramas e incluyen proporciones mixtas de las especies representadas en los lances, por lo que requieren menos tiempo de selección con respecto a las regiones seleccionadas manualmente. Por ello, se eligió utilizar los cardúmenes en lugar de regiones.

En cuanto al tamaño de la celda de análisis, es conveniente realizar un promedio a una escala relativamente fina que minimice el grado en que se observará la retrodispersión de múltiples taxones en una sola celda de análisis. Es claro que la elección de esta escala representará un equilibrio entre la disminución de la variabilidad en la retrodispersión de la agregación, la respuesta de frecuencia relativa observada y la minimización de las violaciones del supuesto de que la retrodispersión está dominada por un solo organismo (de Robertis *et al.*, 2010). En ecosistemas altamente diversos, como el caso del Golfo de California, el grado de combinación de la retrodispersión de múltiples especies es más difícil de cuantificar, ya que depende de la cantidad de taxones presentes y su superposición espacial. Según De Robertis *et al.* (2010), a escalas moderadas de suavizado (aproximadamente decenas de metros), es poco probable que la mezcla de especies sea un problema. Por su parte, los cardúmenes de pelágicos menores en el Golfo de California a menudo se presentan en cardúmenes mixtos o agrupados, que incluyen dos o más especies, comprendiendo típicamente una especie dominante que puede encubrir a otras menos abundantes (Dorval *et al.*, 2024); por lo que pueden variar significativamente en proporción incluso en pequeñas escalas espaciales, y utilizar una escala de muestreo u otra, podría enmascarar información valiosa entre las especies que cohabitan y que se encuentran en cardúmenes mixtos con proporciones variables, por difuminar variaciones al realizar un suavizado muy amplio.

Con base en estas consideraciones, las mediciones de retrodispersión recopiladas dentro de los límites de la región de arrastre se promediaron en lo vertical en once muestras, y en lo horizontal en tres pings; lo que corresponde a cuarenta y un metros a lo largo por cinco metros de alto. Esta

resolución resaltó pequeñas variaciones que, en un suavizado con menor definición, pasarían desapercibidas. Esto se observó al analizar una agregación mixta donde al utilizar la ventana de suavizado mayor de diecinueve muestras en lo vertical por diecinueve pings en lo horizontal, equivalente a seis metros y 70 centímetros, por ciento treinta y ocho metros respectivamente, la diferencia entre dos grupos de organismos no se aprecia.

8.2 Filtro de Desviación Estándar

Fueron necesarios diferentes valores de umbral para separar espacialmente cardúmenes de cada una de las especies consideradas en este trabajo. Considerando los cuantiles del 25 %, como mínimo, para *Engraulis mordax*, el umbral que separa esta especie es -58 dB. Pero para *Sardinops sagax* el valor es mayor, alrededor de -50 dB. Para *Scomber japonicus* es un valor de -57 dB y *Oligoplites refulgens* de -59 dB. La variabilidad presente en los valores de todas las especies es amplia, por lo que el nivel de solapamiento de los valores aquí presentados también lo es.

En el Golfo de California, las agregaciones observadas son abundantes y variadas en composición, y buscando que este enfoque pueda aplicarse en un muestreo continuo de grandes volúmenes de agua, el solapamiento de estos valores debe considerarse para asumir un valor umbral que incorpore a todas las especies, guardando un equilibrio entre las especies no agregadas, pero incorporando la mayor parte de organismos que contribuyen a la dispersión del cardumen. El umbral considerado en este trabajo, -60 dB, no difiere del utilizado en otras partes del mundo para estos recursos pelágicos (González-Máynez *et al.*, 2024a). La aplicación de un filtro basado en los valores de SD, tiene el objetivo de separar espacialmente los cardúmenes, evitando el solapamiento con otras especies, lo que es útil incluso si el organismo objetivo no se separa de todos los demás taxones y proporciona ventajas para estudios de la distribución, comportamiento e incluso estructura de la agregación de pelágicos menores, de esta manera diferentes valores de umbral fueron necesarios para separar espacialmente cardúmenes de cada una de las especies consideradas en este trabajo. Considerando los cuantiles del 25 %, como mínimo, para *Engraulis mordax*, el umbral que separa esta especie es -58 dB. Pero para *Sardinops sagax* el valor es mayor, alrededor de -50 dB. Para *Scomber japonicus* es un valor de -57 dB y *Oligoplites refulgens* de -59 dB. La variabilidad presente en los valores de todas las especies es amplia, por lo que el nivel de solapamiento de los valores presentados también lo fue.

En cuanto a la elección de la información utilizada en este trabajo, que correspondió a la velocidad de prospección (~7 nudos), aun cuando en teoría, la información obtenida mientras el barco está pescando maximiza la probabilidad de una verificación correcta de la agregación a través del lance de pesca, se ha observado que la intensidad de la retrodispersión acústica medida durante la pesca de arrastre difiere de la realizada mientras un barco realiza un estudio debido a reacciones conductuales diferenciales hacia el barco, lo que no sucede con la respuesta de frecuencia relativa (Barange y Hampton, 1994; Trumpickas *et al.*, 2019), y buscando que este enfoque pueda aplicarse a campañas completas, se privilegió la información que proporciona la prospección, sobre la del lance de pesca.

8.3 Filtro Bi-frecuencia (120 kHz-38 kHz)

Se reconoce que la intensidad de la retrodispersión acústica de los organismos marinos depende de la frecuencia y se puede utilizar para hacer inferencia sobre la composición de especies, e incluso, de la distribución del tamaño de los dispersores acústicos (Jech y Michaels, 2006). El objetivo del filtro bi-frecuencia desarrollado en este trabajo, fue mejorar la separación e identificación de los cardúmenes de pelágicos menores para mejorar las estimaciones de biomasa que se realizan en el Golfo de California. Los resultados generados en este trabajo no permitieron la clasificación por especie. Una dificultad por considerar es que la validación de discriminaciones acústicas basadas en capturas con redes no es sencilla, ya que no todas las mediciones acústicas se pueden verificar a través de un lance de pesca. Para algunos autores, incluso puede haber una incertidumbre sustancial cuando se intenta la verificación de las especies presentes debido a sesgos de muestreo, tales como: 1) tamaño de malla de la red, 2) desplazamiento espacial y temporal entre el muestreo acústico y el lance de pesca, y 3) las clasificaciones acústicas y las composiciones de las capturas tienen diferentes patrones de selectividad (McClatchie *et al.*, 2000; De Robertis *et al.*, 2010).

Según nuestros resultados, en algunos cardúmenes mixtos la especie dominante en el muestreo biológico fue también la que dominó la dispersión. En el caso de *Engraulis mordax* y *Sardinops sagax* se pudieron observar dos intervalos claros que se asumieron como la representación de ambas especies en las proporciones esperadas por el lance de identificación. En el caso del cardumen mixto de *Sardinops sagax* y *Scomber japonicus*, donde la especie dominante fue

Sardinops sagax, se observó el caso contrario, ya que la especie menos abundante en el muestreo biológico dominó la dispersión, enmascarando a la otra especie que en teoría es más abundante en el mismo volumen muestreado. En este caso, *Scomber japonicus* desplazó el intervalo que se esperaría de *Sardinops sagax* con dirección hacia valores negativos, esto se observó en la diferencia de frecuencias en el eje horizontal y en la sumatoria de las frecuencias en el eje vertical, tal como fue observado en lances monoespecíficos de *Scomber japonicus*.

Algunas especies como *Engraulis mordax*, *Sardinops sagax* y *Scomber japonicus* tuvieron intervalos Δ MVBS & +MVBS mejor definidos. En contraparte *Oligoplites refulgens* los resultados mostraron un intervalo muy extendido en +MVBS con dos núcleos claros alrededor de los valores -15 dB y de los -8 dB.

Un caso particular fue el lance 2021L8 de *Scomber japonicus*, que presentó las tallas más pequeñas registradas para la especie en este análisis, pero exhibió los valores más altos de +MVBS entre todos los lances evaluados. La sumatoria de los valores de S_v correspondientes a ambas frecuencias proporcionó un indicador de la densidad del cardumen; por lo tanto, estos resultados sugirieron un mayor nivel de agregación de las tallas pequeñas de *S. japonicus* en comparación con el resto de los lances de la misma especie. Esto podría explicarse porque la formación de cardúmenes densos cumple una función antidepredadora, debido a que la presión depredatoria que experimentan los peces pequeños es mayor que la de individuos de la misma especie de mayor talla (Helfman *et al.*, 2010). A su vez, los depredadores también pueden formar grupos influyendo en la forma, la estabilidad y la distribución de los bancos de peces que se encuentran en sus proximidades (Massé *et al.*, 1996). En la información de campo no se obtuvo información adicional a las capturas del lance, por lo que la dinámica depredador-presa no pudo ser corroborada. Por otra parte, no se puede dejar de lado la posibilidad de una “contaminación” de organismos en mayores proporciones de lo que se observó en la captura, este efecto pudo dominar la dispersión. Si el lance 2021L8 no hubiera sido considerado, entonces el filtro para la especie *Scomber japonicus* habría sido más estrecho en los componentes vertical y horizontal.

Una agregación mixta que tiene una pequeña proporción de peces con vejiga natatoria puede dominar la retrodispersión en 38 kHz incluso si su biomasa no es alta o su densidad numérica es

baja (McClatchie and Coombs, 2005); es por ello que debe considerarse tanto la abundancia de organismos como sus propiedades de dispersión. Por otra parte, las propiedades de dispersión pueden variar geográficamente, y la variabilidad temporal y espacial de la dispersión acústica debe considerarse en los métodos de clasificación, para contribuir en el objetivo de disminuir la incertidumbre de clasificación (Korneliussen, 2018).

En el filtro bi-frecuencia de este trabajo, el componente horizontal representa la diferencia de frecuencias, al utilizarla, se asume que el tamaño de los peces puede ser informativo para discriminar especies, ya que cada una de ellas tiene su propia distribución de valores TS. Esta distribución de TS depende de muchos factores, pero principalmente de la longitud de onda acústica, el tamaño, orientación y tipo de la vejiga natatoria con respecto al pulso sonoro incidente. Las familias Clupeidae y Engraulidae, a las que pertenecen las especies *Engraulis mordax* y *Sardinops sagax*, son peces fisóstomos, es decir poseen una vejiga natatoria conectada al tracto digestivo mediante el ducto neumático, lo que les permite tragar y liberar aire para regular su flotabilidad (Blaxter y Batty, 1990). En este trabajo, estas especies presentaron gran similitud en la respuesta de frecuencia relativa, probablemente se debió a que la contribución de la vejiga natatoria es la fuente dominante de la señal retrodispersada de estos peces (Foote, K.G., 1985, 1980), es por ello la dificultad para discriminar entre estas especies sobre la base de las dos frecuencias presentadas en este trabajo. Las especies *Scomber japonicus* y *Oligoplites refulgens* son fisioclistas, es decir no poseen una conexión al tracto digestivo, su vejiga es cerrada y el gas se regula mediante procesos lentos de difusión a través de estructuras como la glándula gasífera y el óvalo oclusible (Blaxter y Batty, 1990).

No todas las especies utilizadas en este trabajo cuentan con una ecuación de TS específica en la literatura para describir sus propiedades de dispersión acústica. Sin embargo, distinguir acústicamente entre dos especies del mismo género se considera prácticamente imposible (Coetzee *et al.*, 2010). Para la especie *Engraulis mordax* no existe un modelo de TS publicado, aunque se han reportado modelos para otras especies del mismo género (*Engraulis* spp.) (Ito *et al.*, 2011; Sobradillo *et al.*, 2021). Lo mismo ocurre con *Sardinops sagax*, para la cual se ha utilizado información de la especie *Sardinops ocellatus* (Barange *et al.*, 1996). En el caso de *Scomber japonicus*, sí existe información directa sobre sus valores de TS (Kuznetsov *et al.*, 2021; Lee *et al.*,

2024). Para *Oligoplites refulgens* no se ha encontrado información disponible. La literatura sugiere que las ecuaciones de TS en especies de pelágicos menores presentan cierta similitud, y que el solapamiento observado en los valores de los umbrales del componente horizontal podría explicarse, al menos en parte, por las características morfológicas compartidas entre estas especies.

En este trabajo se incluyó información de años distintos, en consecuencia, las condiciones encontradas en un año y otro pudieron exhibir cambios espaciales o temporales, incluso en el grado en que los organismos se superpusieron, lo que aumentó la variabilidad en los resultados. La utilidad y la eficacia de este enfoque dependerá de la composición de las especies, la abundancia relativa de la especie, la respuesta de frecuencia relativa y la superposición espacial del conjunto de especies presentes en el entorno, considerando que el Golfo de California es un ambiente de agregaciones pelágicas mixtas.

Con respecto a la vinculación de un intervalo bi-frecuencia a especies y clases de tamaño específicas; un cardumen suele tener distribuciones de tallas semejantes, aunque sea compuesto por dos especies. Las especies utilizadas en este trabajo tienen distribuciones de tallas que puedan ser comparadas entre sí, solo en algunas etapas de su vida. *Engraulis mordax* en el Golfo de California, puede llegar a alcanzar una talla de 248 mm, *Sardinops sagax* puede llegar a los 390 mm, *Scomber japonicus* a los 500 mm y *Oligoplites refulgens* a los 282 mm. Por lo que los organismos más jóvenes de *Sardinops sagax*, podrían llegar a coincidir formando un cardumen, con los organismos más grandes de *Engraulis mordax*. *Oligoplites refulgens* podría coincidir con *Sardinops sagax*, aunque en raras ocasiones con *Engraulis mordax*. Además, en este caso particular las áreas en las que se distribuyen estas dos especies no suelen estar empalmadas; *Scomber japonicus* puede llegar a coincidir en una amplia distribución de tallas con *Sardinops sagax*, incluso con *Oligoplites refulgens*, aunque la densidad de sus agregaciones no es semejante. Por lo que los resultados del presente estudio mostraron que el tamaño de los peces por sí solo no parece ser un factor significativo que influya en su separación.

La diferencia en la fuerza media de retrodispersión de volumen (Δ MVBS) entre frecuencias han sido utilizados por otros autores y ha sido descrita como uno de los métodos más prometedores para la identificación acústica de especies (Ballón *et al.*, 2011; Kang *et al.*, 2002; Kloser *et al.*,

2002). Los peces con vejiga natatoria tienen una retrodispersión ligeramente mayor a 38 que a 120 kHz (Kloser *et al.*, 2002), pero se pueden observar algunos casos raros de $\Delta MVBS$ (dB) $120\text{ kHz} - 38\text{ kHz}$ (hasta +2 dB) (Ballón *et al.*, 2011), esto mismo fue corroborado a través de la serie de datos que analizó este trabajo.

En otros países, como Perú, la diferencia de la fuerza media de retrodispersión de volumen entre dos frecuencias (120 y 38 kHz) se utiliza comúnmente para determinar las características de la retrodispersión biológica (Murase *et al.*, 2009), otros autores han documentado que el poder de discriminación entre dispersores es limitado cuando se aplica solo esto (Ballón *et al.*, 2011), y dejan en claro que la capacidad de discriminación entre grupos de dispersión mejora a medida que aumenta el número y el rango de frecuencias (Napp *et al.*, 1993). Existen también otras técnicas para la identificación y clasificación de ecos acústicos, Salvatat *et al.*, (2022) desarrollaron un enfoque basado en umbrales en la fuerza de retrodispersión de volumen S_v dB re 1 m^{-1} , la suma bifrecuencial de S_v y su varianza para las frecuencias de 70 y 200 kHz que mostró buenos resultados en un ambiente tropicalizado, que se caracteriza por tener composiciones mixtas de especies.

8.4 Biomasa acústica relativa retenida por el filtro bi-frecuencia

Cuando el filtro bi-frecuencia es aplicado a los lances monoespecíficos, la biomasa acústica relativa retenida es variable según la especie. En *Engraulis mordax* se retiene más del 95%, en *Sardinops sagax* se retiene el 93%, *Scomber japonicus* puede retener hasta el 51% de la biomasa, un valor muy bajo que se deriva de los umbrales establecidos en el lance 2021L8. Este resultado es atribuible a diferencias en el nivel de agrupamiento (o densidad del cardumen) entre los distintos estadios de vida de la especie. Según los resultados de este trabajo, los ejemplares juveniles tienden a formar agrupaciones más densas, a diferencia de los individuos de mayor talla que se observan menos agregados en formaciones que se asemejan más a bancos de peces que a cardúmenes compactos, esto se observa en los lances 2017L8, 2017L20 y 2024L21. En la especie *Oligoplites refulgens* se conserva alrededor del 95% de biomasa acústica.

En la campaña analizada en este trabajo, *Engraulis mordax* fue la especie más relevante en el área, tanto en capturas, como frecuencia de aparición. La abundancia de *Engraulis mordax* parece

haber aumentado con respecto al muestreo del año pasado realizado en la misma área (2023) (González-Máynez *et al.*, 2024b). Durante el 2024 la distribución de *Engraulis mordax* abarcó tanto la costa de Sonora como la costa de Baja California. En relevancia de aparición en los lances, le siguieron *Scomber japonicus* y finalmente con la *Sardinops sagax* y *Oligoplites refulgens*.

En la ecointegración podemos observar que los valores del NASC van disminuyendo con la profundidad, hasta llegar a sus valores mínimos en la capa de los 200 m, debido a que la abundancia de la mayoría de los peces pelágicos menores disminuye drásticamente a la profundidad aproximada del borde de la plataforma continental, alrededor de 200 m (Leonori, *et al.*, 2021). Las áreas de pesca que presentaron mayores valores de energía acústica NASC, fueron Boca Sur del Tobarí, Los Corrales y La Palma Sola. *Sardinops sagax* se concentró en áreas de pesca de la costa de Baja California entre Bahía San Rafael hasta Bahía de San Nicolás, donde se ha documentado su concentración en distintas épocas del año (Rubio-Rodríguez *et al.*, 2018).

8.5 Cálculo de incertidumbre en la estimación de biomasa

Para los tamaños de muestra habituales en los estudios marinos, el estimado de promedio muestral puede estar sesgado debido a la distribución asimétrica de los datos (McConnaughey and Conquest, 1993; Sissenwine, 1978). Por lo tanto, no es posible asumir la aplicación del teorema del límite central para evaluar la incertidumbre asociada a las estimaciones.

Los valores del coeficiente de dispersión del área Náutica (s_A re m^2nmi^{-2}) obtenidos a partir de las campañas acústicas, mostraron valores de cero y una alta concentración de valores cercanos a cero, incluyendo la presencia de valores extremos con baja frecuencia, pero gran magnitud. Si bien estos valores elevados generan mucha incertidumbre, ellos reflejan la distribución espacial de la especie y no constituyen valores atípicos que deban descartarse; esto puede ser suficiente para que la meda aritmética sea una estimación deficiente ya que si en un conjunto de valores, hay algunos excesivamente grandes, estos ejercen demasiada influencia en la media aritmética, pero si son demasiado pequeños también.

Las estimaciones de biomasa obtenidas en este trabajo evidenciaron discrepancias significativas entre los estimadores. En el caso del área dos y la especie *Engraulis mordax*, mientras la estimación de biomasa utilizando el método estadístico de Bootstrap fue de 47,780 mil toneladas,

el método Kappenman estimó un valor cuatro veces mayor, y Pennington estimó para la misma área y especie un valor 10 veces mayor al Bootstrap. Además, los intervalos de confianza obtenidos en esta área resultaron tan amplios que difícilmente pueden considerarse informativos (Tablas 15-17). Algo similar ocurrió con la especie *Sardinops sagax* en el área cinco; la estimación de biomasa utilizando Pennington fue tres veces mayor que utilizando Bootstrap, y a su vez, 1.5 veces mayor usando el estimador de Kappenman. Nuevamente, los intervalos de confianza obtenidos con Pennington fueron tan amplios que resultaron poco informativos.

En otros casos, aunque ambos métodos se basan en supuestos estadísticos distintos, arrojaron valores similares. Tal es el caso del área tres para todas las especies evaluadas, así como del área dos para *Sardinops sagax* y *Scomber japonicus*. Por otro lado, las estimaciones más conservadoras fueron las obtenidas mediante el método Bootstrap, incluyendo una menor incertidumbre en los intervalos de confianza.

Se espera que las estimaciones de biomasa obtenidas mediante cualquier método reflejen adecuadamente la distribución observada del recurso. Durante la temporada de pesca 2023/2024 en el Golfo de California, *Engraulis mordax* ocupó el primer lugar en la pesquería, con una captura de 202,418 toneladas (Martínez-Zavala *et al.*, 2025). Este valor supera el estimado puntual mediante el método Bootstrap, encontrándose cerca del límite superior del intervalo de confianza (235,997 t). En consecuencia, también se ubica dentro de los intervalos de las estimaciones realizadas por Pennington y Kappenman, ya que la captura reportada es considerablemente inferior a los valores máximos estimados de biomasa por ambos métodos estadísticos. En la misma temporada de pesca, *Sardinops sagax* ocupó el quinto lugar en importancia por volumen de captura, con 31,266 toneladas (Martínez-Zavala *et al.*, 2025), un valor que también se encuentra dentro del intervalo estimado por Bootstrap, cuyo límite superior es de 113,914 t. Por su parte, *Scomber japonicus* registró una captura de 37,494 toneladas (Martínez-Zavala *et al.*, 2025), valor que se encuentra dentro del intervalo estimado incluso bajo la proyección más conservadora del método Bootstrap (33,935–111,211 t). Finalmente, con menor importancia relativa, durante esta temporada se reportó la captura de 1,488 toneladas de *Oligoplites refulgens* (Martínez-Zavala *et al.*, 2025), valor que se encuentra por debajo del límite inferior del intervalo

estimado por Bootstrap. Todos estos valores se quedan por debajo de los valores puntuales de biomasa estimados para los métodos Pennington y Kappenman.

8.5.1 Incertidumbre asociada a los estimadores

En la práctica, el número total de muestras que se pueden tomar está limitado por el alto costo del muestreo en el mar, por lo que la única forma realista de aumentar la precisión de los estudios es el uso de estimadores más eficientes. Los estimadores evaluados en este trabajo interpretan los valores grandes como un reflejo de la distribución espacial de los peces, evitando la necesidad de tratarlos como “valores atípicos”. Cada método estadístico tiene un desempeño particular por área y especie, porque cada combinación tiene una distribución única de valores de s_A . Si bien cada caso puede evaluarse de manera particular, existen algunas consideraciones generales.

Los métodos Bootstrap pueden presentar limitaciones debido a sus propiedades asintóticas, a la inexactitud inherente de la muestra y a la presencia de casos atípicos (Dixon, 2001). Las propiedades asintóticas se refieren a la facultad del método de converger hacia un determinado valor según aumenta el número de réplicas; se ha observado que en determinadas situaciones esta convergencia se produce más lentamente de lo deseable y el método tiene bajo desempeño si se detiene en un número insuficiente de réplicas. También sucede ante la presencia de casos atípicos, dado que el Bootstrap asume que la distribución de la muestra representa la distribución de la población, si la muestra es inusual también lo serán los estimadores derivados del Bootstrap. El estimador de Pennington incorpora la distribución delta y la distribución lognormal en un solo estimador, útil para estimar media y varianza de datos marinos desviados, considerando la precisión de sus intervalos de confianza (Pennington, 1986). La propuesta de Pennington se basa en el producto de dos componentes independientes (1) la probabilidad de observaciones no nulas y (2) la probabilidad de lances pesqueros positivos altamente abundantes (Ortiz *et al.*, 2000).

En el contexto de este trabajo, la probabilidad de lances pesqueros positivos altamente abundantes se refiere a la probabilidad de encontrar cardúmenes densos de peces, lo que generaría distribuciones sesgadas a la derecha con colas derechas pesadas. Algunos autores señalan que este método es eficaz cuando los datos muestran un predominio de valores cero, la presencia de observaciones altamente agregadas, o ambos (Morales-Bojórquez *et al.*, 2021). Este

método ha sido empleado en estudios de huevos y larvas de peces (Borchers et al., 1997), especies de mamíferos en peligro de extinción (Welsh et al., 1996) y estudios de arrastre de fondo (Smith, 1990).

Myers y Pepin (1990) han señalado que el modelo lognormal, incorporado en el estimador de Pennington, es muy sensible a las violaciones del modelo y sólo pueden superar en eficiencia a la media aritmética si puede ser claramente demostrado que los valores no-cero siguen una distribución log-normal. Esto quiere decir que la preocupación radica en la posibilidad de que la distribución subyacente pareciera ser aproximadamente lognormal, pero que finalmente no lo sea, entonces, esta desviación de la lognormalidad causaría que las estimaciones e inferencias basadas en lognormal fueran engañosas, ocasionando que el estimador presentará un sesgo negativo si se aplica rutinariamente a muestras provenientes de distribuciones sesgadas hacia la derecha, con colas derechas más pesadas que las colas derechas lognormales.

Otra forma de interpretarlo, es que los estimadores de los parámetros lognormales son altamente sensibles a la no normalidad de los datos transformados logarítmicamente, por lo que es probable que tanto la cantidad media de peces como su varianza puedan presentar sobreestimación (MacLennan y MacKenzie, 1988, Syrjala, 2000), por lo que el estimador de Pennington podría estar positivamente sesgado, generando estimaciones que, en la mayoría de los casos, son superiores a la media aritmética (Tabla 17). Pennington (1991) explicó esta falta de robustez observada como una “simple contaminación de las distribuciones lognormales con valores muy pequeños”, esto es opuesto a lo que causa la imprecisión de las estimaciones de abundancia de los estudios marinos, es decir, la presencia de estaciones positivas con capturas altas. Sin embargo, no solo se trata de valores pequeños, si no que $\ln(x)$ tiende a menos infinito cuando x se aproxima a cero, y estos valores pequeños resultarán en valores negativos grandes en la escala logarítmica, lo que causa la imprecisión. Estos mismos autores advierten que, cuando existe una alta probabilidad de obtener capturas muy pequeñas (en el contexto de este trabajo, valores de s_A cercanos a cero), los estimadores de la media basados en la distribución lognormal pueden presentar un desempeño deficiente y de limitada robustez (Myers y Pepin, 1990; Pepin y Myers, 1991; Smith, 1990). Esto podría ser una explicación para los valores de media e intervalos de confianza calculados en especies como *Engraulis mordax* y *Sardinops sagax* en el área dos y cinco

respectivamente, que al tener valores de varianza altos resultan en intervalos de confianza muy amplios.

Otro tema abierto a discusión es que los estimadores de Pennington pueden ser mucho más eficientes que otros estimadores, pero pierden esta ventaja para tamaños de muestras pequeños (Smith, 1990). Por lo tanto, para estudios en los que la región se divide en estratos pequeños, se obtendría poca ventaja (Smith, 1990). Por consiguiente, parece que un mejor diseño de muestreo sería aquel con estratos más grandes (Pennington, 1996). Una alternativa para mejorar el desempeño del estimador de Pennington en los datos de este trabajo, podría ser la eliminación de las áreas de pesca y tratar las ESU como una sola área completa.

Otros autores han propuesto el uso de distribuciones alternativas a Pennington como la gamma, Weibull y Birnbaum-Saunders, y han demostrado su utilidad mediante estudios de simulación (Folmer y Pennington, 2000). Y algunos otros como McConnaughey y Conquest (1993) comparan la media aritmética, la media geométrica y la distribución lognormal observando que la media aritmética es muy sensible a los valores extremos y la media geométrica se muestra más estable que la logarítmica.

El estimador de Kappenman está diseñado para aplicarse en casos donde una o más observaciones son excesivamente altas y ejercen una influencia excesiva en el promedio aritmético (Kappenman, 1999); el s_A de los estudios de peces pelágicos menores realizados en el Golfo de California presentaron este tipo de distribuciones. El método de Kappenman calcula los valores esperados de todas las observaciones y reemplaza aquellos inusualmente grandes por valores recalculados. A partir de estos, estima el valor promedio utilizando una función de densidad de probabilidad normal. Si los valores recalculados no difieren estadísticamente de aquellos obtenidos mediante un estimador kernel, el procedimiento se considera concluido. La mejor forma de aplicar este estimador es en conjunto con el método de "gapping", una técnica estadística que identifica brechas inusuales de al menos 10 espacios en las muestras. Cuando se aplica adecuadamente, el estimador de Kappenman no es sensible a unos cuantos valores excesivamente grandes, como lo sería media aritmética, y no es sensible a unos pocos valores muy pequeños, como lo es el estimador basado en la distribución lognormal.

Aunque en general parece tener buen desempeño, las áreas dos, tres y cinco tienen estimaciones de la media que difieren mucho de la media aritmética, la media por Bootstrap y la media de Pennington. El área dos es 300% mayor que el valor estimado por Bootstrap, el área tres es 86% mayor y el área cinco 40% mayor. Por otra parte, en esas tres áreas no funcionó el método “gapping”, ya que el método no pudo identificar valores “tan extremos” para dar el procedimiento por concluido. Esto implica que, aunque los pelágicos menores se concentran en zonas específicas, estos valores de s_A no son lo suficientemente “grandes” para considerarse *outliers*, al menos para el método estadístico de Kappenman. Hay que considerar que el desempeño de cada estimador puede variar debido a que la frecuencia, distribución y la densidad de los cardúmenes de peces es variable entre las áreas, por lo tanto, cada caso debe evaluarse de forma individual, dado que una misma área puede ser adecuada para aplicar el estimador de Pennington, pero no para el de Kappenman, y viceversa.

Desde un enfoque estadístico, no es posible comparar directamente el desempeño de los estimadores entre sí (Hilborn y Walters, 1992), ya que no se trata de funciones de bondad de ajuste que permitan evaluar que “tan bien o mal” se ajusta un modelo a un conjunto de datos observados.

8.5.2 Correlación de las muestras

Antes se ha dicho que las propiedades estadísticas de una población muestreada son afectadas por el diseño de muestreo, por lo que si un muestreo es aleatorio, la estimación de la abundancia se puede considerar como una variable aleatoria; en este contexto, las observaciones de la muestra son independientes entre sí, y la media aritmética funciona como un estimador insesgado, que puede derivarse directamente de los valores muestrales sin necesidad de asumir una distribución espacial específica para la población (Petitgas, 2001). En contraste, cuando el diseño de muestreo no es aleatorio, las muestras dejan de ser independientes, debido a que la población puede presentar una estructura espacial. Esta falta de independencia implica una pérdida de información que puede afectar significativamente la estimación de la varianza. En estudios acústicos, un muestreo en un esquema aleatorio seguiría una ruta de prospección compleja y probablemente impráctica (al menos en el Golfo de California, al ser un área tan grande). Por lo que el área de interés es muestreada siguiendo un patrón regular, es decir, un

diseño sistemático o no aleatorio, con el propósito de obtener medidas de retrodispersión acústica de las especies objetivo, las cuales, según el principio de linealidad, son proporcionales a sus densidades (Foote, 1983). Como se ha señalado, a diferencia de los diseños aleatorios, los diseños sistemáticos no producen muestras independientes y para algunos autores, esta posibilidad es suficiente para modelar explícitamente la estructura de correlación espacial entre observaciones mediante un modelo de covarianza (Rivoirard et al., 2000).

Dada la misma distribución de peces y trayectoria de un crucero, la unidad elemental de muestreo de distancia (EDSU) determinará parcialmente el grado de correlación. Si la distribución espacial de los cardúmenes es altamente contagiosa, la longitud de la ESU debe ser grande en comparación con la agrupación de los cardúmenes, pero no tan larga como para que se recopilen menos datos independientes, lo que perdería información sobre la variabilidad del conjunto de datos (MacLennan y MacKenzie, 1988). En general, las muestras deberían volverse más independientes a medida que aumenta la EDSU.

En el caso del arenque del Mar del Norte (*Clupea harengus*), se considera que las observaciones son independientes con una EDSU de 5 millas náuticas o más, se encontró una autocorrelación significativa entre muestras separadas por menos de esta distancia (MacLennan y MacKenzie, 1988). Para la merluza (*Merluccius productus*) se ha reportado la autocorrelación de las muestras en ESU de 1 milla náutica (Willmson, 1982). Si la distribución es estacionaria en las áreas donde se encuentran peces, la cantidad total de peces y su varianza pueden estimarse considerando por separado las áreas con peces y las áreas sin ellos. En el caso de los estudios del Mar del Norte, la ESU corresponde a 5 millas de trayectoria de crucero, y es suficiente para evitar una autocorrelación significativa entre muestras sucesivas en las áreas donde se encuentran peces. En este trabajo, la ESU corresponde a 1 milla náutica, sin que se haya considerado si existe por ello una correlación alta entre ellas.

Otro ejemplo es cuando el barco sigue un patrón en zig-zag en el margen occidental del Golfo de California, desde Punta Remedios, B.C. hasta Loreto, B.C.S, el derrotero sigue un patrón en zig-zag, alcanzando la isóbata de los 200 m desde la costa hacia el mar y de regreso. Esto es un esquema común en el diseño de muestreo de datos acústicos. Si los peces se concentran cerca de la costa, la autocorrelación de la unión mostrará un patrón cíclico con un período

correspondiente al zigzag. Y esta correlación, complica considerablemente la determinación de la varianza. Cuando la correlación que existe entre las muestras es menor a 0.25, se puede usar la teoría de muestreo aleatorio para construir límites de confianza del 95% en la densidad media de peces (Willmson, 1982).

Los métodos geoestadísticos se han aceptado como una forma fiable de estimar la varianza del muestreo acústico, ya sea mediante simulaciones gaussianas (Gimona and Fernandes, 2003; Walline, 2007) o dentro del marco de la geoestadística intrínseca (ICES, 2005; Rivoirard et al., 2000). Los enfoques geoestadísticos se basan en la estimación de la función semivariograma (Chilès and Delfiner, 2012), una función que solo es significativa en ausencia de tendencias, efectos proporcionales (es decir, la existencia de relaciones positivas entre la varianza y la media) o anisotropías. La anisotropía, una condición que se observa cuando la continuidad espacial es mayor a lo largo de ciertas direcciones, es particularmente difícil de detectar en datos de estudios acústicos debido a la ausencia de muestras de alta resolución en la dirección transversal del transecto. En consecuencia, esta situación pone de manifiesto la necesidad de desarrollar estrategias de muestreo y análisis que consideren explícitamente las limitaciones impuestas por la resolución espacial y las propiedades estructurales de los datos, con el fin de mejorar la confiabilidad de las estimaciones de abundancia.

9. CONCLUSIONES

En cuanto a la estimación de biomasa; los resultados muestran que la elección del estimador tiene un efecto determinante sobre la magnitud de la biomasa estimada y sobre la amplitud de la incertidumbre asociada. Las discrepancias observadas entre Bootstrap, Pennington y Kappenman son respuestas distintas ante distribuciones altamente asimétricas.

Los resultados del método Bootstrap, aunque conservador, produce estimaciones coherentes con los volúmenes de captura observados y presenta intervalos de confianza más acotados. No existe un estimador superior, si no que su desempeño depende de la estructura espacial del recurso y del tamaño de muestra disponible. Más que buscar un estimador único, resulta metodológicamente más sólido evaluar la consistencia de los resultados entre métodos y considerar explícitamente la incertidumbre asociada como parte integral del proceso de evaluación del recurso.

Un umbral único para la separación de las cuatro especies de pelágicos menores utilizadas en este trabajo representa un compromiso metodológico adecuado que permite incorporar la mayor proporción de organismos agregados sin excluir partes del cardumen. La implementación de este umbral como parte de un protocolo de procesamiento permitirá analizar las campañas de pelágicos menores en el Golfo de California con mayor eficiencia, permitiendo un muestreo continuo y aplicable a grandes volúmenes de agua.

Este trabajo demuestra que es posible identificar ensambles de peces en ecosistemas altamente diversos, donde tradicionalmente se asume que la complejidad biológica limita una clasificación acústica robusta de los cardúmenes. La implementación del filtro bi-frecuencia propuesto mostró un buen desempeño, por ejemplo, en las estimaciones de biomasa de anchoveta la aplicación del filtro generó únicamente una erosión aproximada del 5 %, lo que respalda su incorporación como parte de un protocolo sistemático de procesamiento para campañas de evaluación de pelágicos menores en el Golfo de California.

Aunque el enfoque contribuyó a separar parcialmente algunas especies (*Engraulis mordax*, *Sardinops sagax*, *Scomber japonicus* y *Oligoplites refulgens*), no permitió una clasificación concluyente a nivel específico. Esta limitación respondió principalmente a: (1) el solapamiento en los valores de retrodispersión entre especies, (2) la influencia del tamaño corporal y el comportamiento en la respuesta acústica, y (3) la variabilidad temporal y espacial de las agregaciones. Dado que estas especies presentan fisiologías similares y distribuciones de talla comparables, las diferencias en retrodispersión a frecuencias discretas comúnmente utilizadas (p. ej., 38 kHz) no se considera como una discriminación inequívoca.

El filtro bi- frecuencia tiene una aplicación limitada en *Scomber japonicus*. Subestima, al menos en 50%, la biomasa de esta especie. Esto probablemente ocurrió debido a que se observaron estructuras espaciales transitorias resultantes del comportamiento social de la especie.

En el caso de *Engraulis mordax* y *Sardinops sagax*, la dispersión está dominada por la vejiga natatoria, que es similar en forma y tamaño, pero además sus cardúmenes comparten características como la densidad de las agregaciones.

El desempeño de cada estimador depende tanto de la especie como del área analizada. Mientras que el Bootstrap presentó limitaciones en contextos de alta asimetría y tamaños de muestra reducidos, el estimador de Pennington ofreció ventajas en presencia de valores cero y distribuciones sesgadas, aunque su robustez se ve comprometida ante violaciones del supuesto lognormal. Por su parte, el estimador de Kappenman se mostró más estable frente a valores extremos, aunque su efectividad varió según la estructura de los datos y el éxito del método de gapping. Estos resultados mostraron que la elección del estimador debe realizarse caso por caso, considerando la distribución y variabilidad espacial y temporal de los cardúmenes.

10. LITERATURA CITADA

- Ballón, M., Bertrand, A., Lebourges-Dhaussy, A., Gutiérrez, M., Ayón, P., Grados, D., Gerlotto, F. (2011). Is there enough zooplankton to feed forage fish populations off Peru? An acoustic (positive) answer. *Prog. Oceanogr.* 91, 360–381. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2011.03.001>
- Barange, M., & Hampton, I. (1994). Influence of trawling on in situ estimates of cape horse mackerel (*Trachurus trachurus capensis*) target strength. *ICES J. Mar. Sci.* 51, 121–126.
- Barange, M., Hampton, I., Soule, M. (1996). Empirical determination of in situ target strengths of three loosely aggregated pelagic fish species. *ICES J. Mar. Sci.* 53, 225–232.
- Blaxter, J.H.S., & Batty, R.S. (1990). Swimbladder “behaviour” and target strength. *Réun. Cons. int. Explor. Mer.* 189, 233–244.
- Borchers, D.L., Buckland, S.T., Priede, I.G., Ahmadi, S. (1997). Improving the precision of the daily egg production method using generalized additive models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 2727–2742.
- Butler, J.L., Sherman, C.H. 2016. *Transducers and Arrays for Underwater Sound, Modern Acoustics and Signal Processing.* Springer International Publishing.
- Campanella, F., & Taylor, C. (2016). Investigating acoustic diversity of fish aggregations in coral reef ecosystems from multifrequency fishery sonar surveys. *Fish. Res.* 181, 63–76.
- Canty, A., & Ripley, B. (2022). *boot: Bootstrap R (S-Plus) Functions.* R package version 1.3-28.1.
- Chilès, J.P., & Delfiner, P. (2012). *Geostatistics: Modeling Spatial Uncertainty*, 2nd ed. Wiley, New York.
- Coetzee, J.C., Merkle, D., Moor, C.L., Twatwa, N.M., Barange, M., Butterworth, D.S. (2010). Refined estimates of South African pelagic fish biomass from hydro-acoustic surveys: quantifying the effects of target strength, signal attenuation and receiver saturation. *Afr. J. Mar. Sci.* 30:2, 205–217.
- Conners, M.E., & Schwager, S. (2002). The use of adaptive cluster sampling for hydroacoustic surveys. *ICES J. Mar. Sci.* 59, 1314–1325.
- Cury, P., & Bakun, A. (2000). Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in “wasp-waist” ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 603–618.
- Davison, A.C., & Hinkley, D.V. (1997). *Bootstrap methods and their application.* Cambridge University Press.
- 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.
- de Robertis, A., McKelvey, D.R., Ressler, P.H. (2010). Development and application of an empirical multifrequency method for backscatter classification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67, 1459–1474.
- D’Elia, M., Patti, B., Bonanno, A., Fontana, I., Giacalone, G., Basilone, G., Fernandes, P.G. (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., Berger, L., Bernasconi, M., Bethke, E., Boswell, K., Chu, D., Domokos, R. (2015). Calibration of acoustic instruments. ICES Coop. Res. Rep. 326, 133. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.5494>
- Dixon, P.M., 2001. The jackknife and the bootstrap en: S.M. Scheiner, y J. Gurevitch (Eds). The design and analysis of ecological experiments (2nd ed). Oxford University Press
- DOF, 2023. Diario Oficial de la Federación. Plan de Manejo Pesquero para la Pesquería de Pelágicos Menores (sardina, anchovetas, macarela y afines) del Noroeste de México.
- DOF, 2022. Diario Oficial de la Federación. ACUERDO mediante el cual se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera.
- Doray, M., Badts, V., Masse, J., Huret, M., Doremus, G., Ptetitgas, P. (2014). Manual of fisheries survey protocols. Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer.
- Dorval, E., Lynn, K., Porzio, D., Trung, N., Katie, G. (2024). Computing bias and variance for Pacific sardine (*Sardinops sagax*) biomass estimated from aerial surveys in California nearshore waters. Fish. Res. 274.
- Efron, B. (1979). Bootstrap methods: another look at the jackknife. The Annals of Statistics 7, 1–26.
- Efron, B., & Tibshirani, R.J. (1993). An Introduction to the Bootstrap. Chapman and Hall/CRC, New York.
- Efron, B., & Tibshirani, R.J. (1986). Bootstrap Methods for Standard Errors, Confidence intervals, and Other measures of statistical accuracy. Statistical Science 1, 54–77.
- Elvarsoon, B., Taylor, L., Trenkel, V.M., Kupca, V., Stefansoon, G. (2014). A bootstrap method for estimating bias and variance in statistical fisheries modelling frameworks using highly disparate datasets. Afr. J. Mar. Sci 36(1), 99–110.
- Fablet, R., Lefort, R., Karoui, I., Berger, L., Massé, J., Scalabrin, C., Boucher, J.-M., 2009. Classifying fish schools and estimating their species proportions in fishery-acoustic surveys. ICES J. Mar. Sci. 66, 1136–1142.
- Fallon, N.G., Fielding, S., Fernandes, P.G. (2016). Classification of Southern Ocean krill and icefish echoes using random forests. ICES Cooperative Research Report 73, 1998–2008.
- FAO, 2024. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2024. La transformación azul en acción.
- Fassler, S.M.M., Gorska, N., Ona, E., Fernandes, P.G. (2008). Differences in swimbladder volume between Baltic and Norwegian spring-spawning herring: consequences for mean target strength. Fish. Res. 92, 314–321.
- Fernandes, P.G. (2009). Classification trees for species identification of fish-school echotraces. ICES J. Mar. Sci. 66, 1073–1080.
- Fernandes, P.G., Copland, P., García, R., Nicosevici, T., Scoulding, B. (2016). Additional evidence for fisheries acoustics: small cameras and angling gear provide tilt angle distributions and other relevant data for mackerel surveys. ICES J. Mar. Sci. 73:8, 2009–2019.
- Folmer, O., & Pennington, M. (2000). A statistical evaluation of the design and precision of the shrimp trawl survey off West Greenland. Fish. Res. 165–178.
- Foote, K.G. (1985). Rather-high-frequency sound scattering by swimbladdered fish. J. Acoust. Soc. Am. 78(2), 688–700.
- Foote, K.G. (1983). Linearity of fisheries acoustics, with addition theorems. J. Acoust. Soc. Am. 73(6).

- Foote, K.G. (1980). Averaging of fish target strength functions. *J. Acoust. Soc. Am.* 67. <https://doi.org/10.1121/1.383915>
- Fréon, P., Arístegui, J., Bertrand, A., Crawford, R.J.M., Field, J.C., Gibbons, M.J., Tam, J., Hutchings, L., Masski, H., Mullon, C., Ramdani, M., Seret, B., Simier, M. (2009). Functional group biodiversity in Eastern Boundary Upwelling Ecosystems questions the wasp-waist trophic structure. *Prog. Oceanogr.* 83, 97–106.
- Gastauer, S. (2017). An Ecosystem Approach, the Acoustic Assessment of the Northern Demersal Scalefish Fishery – Distribution, Habitat and Abundance. (Doctoral dissertation). Curtin University.
- Gastauer, S., Scouling, B., Parsons, M. (2017). An unsupervised acoustic description of fish schools and the seabed in three fishing regions within the Northern Demersal Scalefish Fishery (NDSF, Western Australia). *Acoustics Australia* 45, 363–380. <https://doi.org/10.1007/s40857-017-0100-0>
- Gastauer, Sven, Scouling, B., Parsons, M. (2017). An unsupervised acoustic description of fish schools and the seabed in three fishing regions within the Northern Demersal Scalefish Fishery (NDSF, Western Australia). *Acoustics Australia* 45, 363–380. <https://doi.org/10.1007/s40857-017-0100-0>
- Gimona, A., & Fernandes, P.G. (2003). A conditional simulation of acoustic survey data: advantages and potential pitfalls. *Aquat. Living Resour.* 16, 123–129.
- Godo, O.R., & Wespestad, V.G. (1993). Monitoring changes in abundance of gadoids with varying availability to trawl and acoustic surveys. *ICES J. Mar. Sci.* 39–51.
- González-Máynez, V.E., Morales-Bojórquez, E., Nevárez-Martínez, M.O., Villalobos, H. (2024a). Application of Fisheries Acoustics: A Review of the Current State in Mexico and Future Perspectives. *Fishes* 9.
- González-Máynez, V.E., Valdez-Pelayo, A., Nieblas-Nieblas, O.A., Santos-Molina, J.P., Nevárez-Martínez, M.O. (2024b). Evaluación acústica de sardina monterrey en el Golfo de California durante la primavera de 2023. Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables, Centro Regional de Investigación Pesquera.
- Grosjean P., & Ibanez, F. (2024). `_pastecs`: Package for Analysis of Space-Time Ecological Series. R package version 1.4.2, <<https://CRAN.R-project.org/package=pastecs>>.
- Hannesson, S., Jakobsdottir, A., Begley, J., Taylor, L., Stefansson, G. (2008). On the use of tagging data in statistical multispecies multi-area models of marine populations. *ICES J. Mar. Sci.* 65, 1762–1772.
- Helfman, G.B.B., Collette, B.B., Facey, D.E., Bowen, B.W. (2010). *The diversity of fishes: Biology, evolution and ecology*, 2nd ed. Wiley Blackwell.
- Hylen, A., Jakobsen, T., Nakken, O., Sunnani, K. (1986). Preliminary report of the Norwegian investigations on young cod and haddock in the Barents Sea (No. 19861G: 76). ICES CM.
- International Council for the Exploration of the Sea. (2005). *Report of the Workshop on Survey Design and Data Analysis (WKSAD)*. International Council for the Exploration of the Sea.
- James, A.G. (1988). Are clupeid microphagists herbivorous or omnivorous? A review of the diets of some commercially important clupeids. *South African Journal of Marine Science* 7, 161–177. <https://doi.org/10.2989/025776188784379017>
- Jech, J.M., & Michaels, W.L. (2006). A multifrequency method to classify and evaluate fisheries acoustics data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63, 2225–2235.

- Jolly, G., & Hampton, I. (1990). A stratified random transect design for acoustic surveys of fish stock. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47, 1282–1291.
- Kang, M., Furusawa, M., Miyashita, K. (2002). Effective and accurate use of difference in mean volume backscattering strength to identify fish and plankton. *ICES J. Mar. Sci.* 59, 794–804.
- Kappenman, R.F. (1999). Trawl survey based abundance estimation using data sets with unusually large catches. *ICES J. Mar. Sci.* 56, 28–35.
- Kappenman, R.F. (1987). Improved distribution quantile estimation. *Commun. Statist.* 16:2, 307–320.
- Kimura, D.K., & Somerton, D.A. (2007). Review of statistical aspects of survey sampling for marine fisheries. *Rev. Fish. Sci.* 14:3, 245–283.
- Kloser, R.J., & Horne, J.K. (2003). Characterizing uncertainty in target-strength measurements of a deepwater fish: orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*). *ICES J. Mar. Sci.* 60, 516–523. [https://doi.org/10.1016/S1054-3139\(03\)00048-1](https://doi.org/10.1016/S1054-3139(03)00048-1)
- Kloser, R.J., Ryan, T., Sakov, P., Williams, A., Koslow, J.A. (2002). Species identification in deep water using multiple acoustic frequencies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59, 1065–1077.
- Kongsberg Maritime. (2015). Simrad EK60 scientific echo sounder: Operator manual. Kongsberg Maritime.
- Korneliussen, R. (2000). Measurement and removal of echo integration noise. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1204–1217. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0806>
- Korneliussen, R.J., Diner, N., Ona, E., Berger, L., Fernandes, P.G. (2008). Proposals for the collection of multifrequency acoustic data. *ICES J. Mar. Sci.* 65, 982–994.
- Korneliussen, R.J. (Ed). (2018). Acoustic target classification. *ICES Coop. Res. Rep.* 344, 104. <https://doi.org/10.17895/ICES.PUB.4567>
- Korneliussen, R.J., Heggelund, Y., Eliassen, I.K., Johnsen, G.O. (2009). Acoustic species identification of schooling fish. *ICES J. Mar. Sci.* 66, 1111–1118.
- Korneliussen, R.J., Heggelund, Y., Macaulay, G., Patel, D., Johnsen, E., Eliassen, I.K. (2016). Acoustic identification of marine species using a feature library. *Methods Oceanogr.* 17, 187–205.
- Kuznetsov, M.Y., Polyanichko, V.I., Ubarchuk, I.A. (2021). The study of the acoustic target strength of Chub mackerel in the northwestern Pacific Ocean in situ. *Equip. Fish. Res.* 184, 73-86. (In russian with english abstract).
- Ladroit, Y., Escobar-Flores, P.C., Schimel, A.C.G., O’Driscoll, R.L. (2020). ESP3: An open-source software for the quantitative processing of hydro-acoustic data. *Softwarex* 12, 100581. <https://doi.org/10.1016/j.softx.2020.100581>
- Larios-Castro, E., Morales-Bojórquez, E., Díaz-Uribe, J. G., Vargas-López, V. G., and Massó-Rojas, J. A. (2021). Historical reconstruction of biomass of *Panopea globosa* from the southwest coast of the Baja California Peninsula, Mexico: a new perspective for geoduck fishery management. *J. Shellfish Res.* 40, 49–61.
- Lavery, A.C., Chu, D., Moum, J. (2010). Measurements of acoustic scattering from zooplankton and oceanic microstructure using a broadband echosounder. *ICES J. Mar. Sci.* 67, 379–394.
- Lawson, G.L., 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.
- Lawson, G.L., & Rose, G.A. (1999). The importance of detectability to acoustic surveys of semi-demersal fish. *ICES J. Mar. Sci.* 56, 370–380.

- Lee, H., Yoon, E., Choo-Jin, Y., Lee, J.-H. (2024). Acoustic target strengths and swimbladder morphology of chub mackerel *Scomber japonicus* in the Northwest Pacific Ocean. *J. Mar. Sci. Eng.* 12.
- LeFeuvre, P., Rose, G.A., Gosine, R., Hale, R., Pearson, W., Khan, R. (2000). Acoustic species identification in the Northwest Atlantic using digital image processing. *Fish. Res.* 47, 137–147.
- Lluch-Belda, D., Magallon, F.J., Schwartzlose, R.A. (1986). Large fluctuations in the sardine fishery in the Gulf of California: possible causes. *CalCOFI Reo.* XXVII, 136–140.
- Logerwell, E., & Wilson, C. (2004). Species discrimination of fish using frequency-dependent acoustic backscatter. *ICES J. Mar. Sci.* 61, 1004–1013.
- Løland, A., Aldrin, M., Ona, E., Hjellvik, V., Christian Holst, J. (2007). Estimating and decomposing total uncertainty for survey-based abundance estimates of Norwegian spring-spawning herring. *ICES J. Mar. Sci.* 64, 1302–1312.
- MacLennan, D.N. (1990). Acoustical measurement of fish abundance. *J. Acoust. Soc. Am.* 87, 1–15.
- MacLennan, D.N., Fernandes, P.G., Dalen, J. (2002). A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES J. Mar. Sci.* 59, 365–369.
- MacLennan, D.N., & MacKenzie, I.G. (1988). Precision of acoustic fish stock estimates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45, 605–616.
- Madureira, L.S.P., Ward, P., Atkinson, A. (1993). Differences in backscattering strength determined at 120 and 38 kHz for three species of Antarctic macroplankton. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 93, 17–24.
- Magnusson, A., Punt, A.E., Hilborn, R. (2013). Measuring uncertainty in fisheries stock assessment: the delta method, bootstrap, and MCMC. *Fish Fish.* 14, 325–342.
- Mannocci, L., Baidai, Y., Forget, F., Tolotti, M.T., Dagorn, L., Capello, M. (2021). Machine learning to detect bycatch risk: Novel application to echosounder buoys data in tuna purse seine fisheries. *Biological Conservation* 255, 109004. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109004>
- Martínez-Zavala, M. de los A., Nevárez-Martínez, M.O., Anguiano-Carrasco, M.L., Santos-Molina, J.P., Godínez-Cota, A.R. (2010). Captura de peces pelágicos menores en el golfo de California, temporada de pesca 2007-2008. *Cien. Pesq.* 18 (2), 5-18.
- Martínez-Zavala, M.A., Nevárez-Martínez, M.O., López-Lagunas, A.E., Valdez-Pelayo, A., Santos-Molina, J.P., González-Máynez, V.E., Arizmendi-Rodríguez, D.I., Villalobos-Ortiz, H. (2025). La pesquería de peces pelágicos menores, su variabilidad y su relación con la variabilidad ambiental y la pesca. Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura, Guaymas, Sonora.
- Massé, J., Koutsikopoulos, C., Patty, W. (1996). The structure and spatial distribution of pelagic fish schools in multispecies clusters: an acoustic study. *ICES J. Mar. Sci.* 53, 155–160.
- Matheron, G. (1971). *The Theory of Regionalized Variables and its Applications.* Les cahiers du Centre de Morphologie Mathématique de Fontainebleau.
- McClatchie, S., & Coombs, R.F. (2005). Low target strength fish in mixed species assemblages: the case of orange roughy. *Fish. Res.* 72, 185–192.
- McClatchie, S., Thorne, T.E., Grimes, P., Hanchet, S. (2000). Ground truth and target identification for fisheries acoustics. *Fish. Res.* 47, 173–191.

- McConnaughey, R., & Conquest, L. (1993). Trawl survey estimation using a comparative approach based on lognormal theory. *Fish. Bull.* 91, 107–118.
- Meraz-Munguía, M. (2013). Análisis acústico de los patrones de agregación de peces pelágicos menores en el Golfo de California [Tesis de maestría, Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas].
- Miyashita, K., Aoki, I., Seno, K., Taki, K., Ogishima, T. (1997). Acoustic identification of isada krill, *Euphausia pacifica* Hansen, off the Sanriku coast, north-eastern Japan. *Fish. Oceanogr.* 6:4, 266–271.
- Morales-Bojórquez, E., Nevárez-Martínez, M.O., García-Alberto, G., Villalobos, H., Aguirre-Villaseñor, H., Larios-Castro, E., González-Peláez, S.S., Arizmendi-Rodríguez, D.I., Martínez-Zavala, M. de los A. (2021). Interaction between marine fauna and the small pelagic fishery in the coastal environment of the Gulf of California, Mexico. *Front. Mar. Sci.* 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.669176>
- Mosteiro, A., Fernandes, P.G., Armstrong, E., Greenstreet, S. (2004). A dual frequency algorithm for the identification of sandeel school echotraces. *ICES CM*.
- Murase, H., Ichihara, M., Yasuma, H., Watanabe, H., Yonezaki, S., Nagashima, H., Kawahara, S., Miyashita, K. (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, 386–401.
- Myers, R.A., & Pepin, P. (1990). The robustness of lognormal-based estimators of abundance. *Biometrics.* 46, 1185–1192.
- Myriax Software Pty Ltd. (2015). *Echoview user manual*. Hobart, Tasmania, Australia: Myriax Software Pty Ltd.
- Napp, J.M., Ortner, P.B., Pieper, R.E., Holliday, D.V. (1993). Biovolume-size spectra of epipelagic zooplankton using a Multifrequency Acoustic Profiling System (MAPS). *Deep-Sea Res. I* 40, 445–449.
- Nelson, G., 2025. *Fishmethods: Fishery Science Methods and Models*.
- Nero, R.W., Thompson, C.H., Jech, J.M. (2004). In situ acoustic estimates of the swimbladder volume of Atlantic herring (*Clupea harengus*). *ICES J. Mar. Sci.* 61, 323–337.
- Nevárez-Martínez, M.O., Arzola-Sotelo, E., Santos-Molina, J.P., López-Martínez, J., Martínez-Zavala, M.A. (2019). Modeling growth of the Pacific sardine *Sardinops caeruleus* in the Gulf of California, Mexico, using the multimodel inference approach. *CalCOFI Rep.* 60.
- Nevárez-Martínez, M.O., Martínez-Zavala, M.A., Santos-Molina, J.P., González-Máynez, V.E., Lopez-Lagunas, A.E., Valdez-Pelayo, A., Arizmendi-Rodríguez, D.I. (2025a). Evaluación poblacional de la sardina monterrey (*Sardinops sagax*) en el Golfo de California, México, 1971/72 – 2023/24.
- Nevárez-Martínez, M.O., Martínez-Zavala, M.A., Santos-Molina, J.P., González-Máynez, V.E., Lopez-Lagunas, A.E., Valdez-Pelayo, A., Arizmendi-Rodríguez, D.I., Enciso-Enciso, C. (2025b). Evaluación pesquera de macarela (*Scomber japonicus*), anchoveta norteña (*Engraulis mordax*) y sardina bocona (*Cetengraulis mysticetus*) del Golfo de California, México, hasta 2024.
- Niklitschek, E.J., & Skaret, G. (2015). Distribution, density and relative abundance of antarctic krill estimated by maximum likelihood geostatistics on acoustic data collected during commercial fishing operations. *Fish. Res.* 178, 114–121.

- O'Driscoll, R.L. (2004). Estimating uncertainty associated with acoustic surveys of spawning hoki (*Macruronus novaezelandiae*) in Cook Strait, New Zealand. *ICES J. Mar. Sci.* 61, 84–97.
- Ortiz, M., Legault, C., Ehrhardt, N.M. (2000). An alternative method for estimating bycatch from the U.S. shrimp trawl fishery in the Gulf of Mexico, 1972-1995. *Fish. Bull.* 98, 583–599.
- Partridge (1982). Structure and function of fish schools. *Sci. Am.* 246, 114–123.
- Peña, M., Villanueva, R., Excáñez, A., Ariza, A. (2018). Opportunistic acoustic recordings of (potential) orangeback flying squid *Sthenoteuthis pteropus* in the Central Eastern Atlantic. *J. Mar. Syst.* 179, 31–37.
- Pennington, M. (1996). Estimating the mean and variance from highly skewed marine data. *Fish. Bull.* 94, 498–505.
- Pennington, M. (1986). Some statistical techniques for estimating abundance indices from trawl surveys. *Fish. Bull.* 84(3).
- Pennington, M. (1983). Efficient estimators of abundance, for fish and plankton survey. *biometrics* 39, 281–286.
- Pennington, M., Stromme, T. (1998). Surveys as a research tool for managing dynamic stocks. *Fish. Res.* 37, 97–106.
- Pepin, P., & Myers, R.A. (1991). Significance of egg and larval size to recruitment variability of temperate marine Fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 1820–1828.
- Petitgas, P. (2001). Geostatistics in fisheries survey design and stock assessment: models, variances and applications. *Fish Fish.* 2, 231–249.
- Petitgas, P., Huret, M., Dupuy, C., Spitz, J., Authier, M., Romagnan, J.B., Doray, M. (2018). Ecosystem spatial structure revealed by integrated survey data. *Prog. Oceanogr.* 166, 189–198.
- Petitgas, P., Massé, J., Beillois, P., Lebarbier, E., Le Cann, A. (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, 437–445. [https://doi.org/10.1016/S1054-3139\(03\)00026-2](https://doi.org/10.1016/S1054-3139(03)00026-2)
- Reid, D.G. (2000). Report on Echo Trace Classification. *ICES Coop. Res. Rep.* 238, 115. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.5371>
- Rivoirard, J., Simmonds, J., Foote, K.G., Fernandes, P., Bez, N. (2000). *Geostatistics for Estimating Fish Abundance*. Blackwell Science Ltd.
- Rubio-Rodríguez, U., Villalobos, H., Nevárez-Martínez, M.O. (2018). Acoustic observations of the vertical distribution and latitudinal range of small pelagic fish schools in the Midriff Islands Region, Gulf of California, Mexico. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 46(5), 989–1000. <https://doi.org/10.3856/vol46-issue5-fulltext-12>
- Ryan, T., Downie, R.A., Kloser, R.J., Keith, G. (2015). Reducing bias due to noise and attenuation in open-ocean echo integration data. *ICES J. Mar. Sci.* 72, 2483–2493.
- Salvatat, J., Bez, N., Habasque, J., Lebourges-Dhaussy, A., Lopes, C., Roudaut, G. (2022). Comprehensive spatial distribution of tropical fish assemblages from multifrequency acoustics and video fulfils the island mass effect framework. *Sci. Rep.* 12:8787.
- Simmonds, E.J., & Fryer, R.J. (1996). Which are better, random or systematic acoustic surveys? A simulation using North Sea herring as an example. *ICES J. Mar. Sci.* 63, 39–50.

- Simmonds, E.J., Williamson, N.J., Gerlotto, F., Aglen, A. (1992). Acoustic survey design and analysis procedure: a comprehensive review of current practice. ICES Cooperative Research Report 187.
- Simmonds, J., & MacLennan, D.N. (2005). Fisheries Acoustics. Blackwell Science Ltd.
- Sissenwine, M.P. (1978). Using the USA research vessel spring bottom trawl survey as an index of Atlantic mackerel abundance. *Int. Comm. Northwest AU. Fish. Sel.* 3, 49–56.
- Smith, S.J. (1990). Use of statistics for the estimation of abundance from groundfish trawl survey data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47, 894–903.
- Sobradillo, B., Boyra, G., Martinez, U., Espinosa, V. (2021). Ex situ and in situ target strength measurements of European anchovy in the Bay of Biscay. *ICES J. Mar. Sci.* 78(3), 782–796.
- Syrjala, S.E. (2000). Critique on the use of the delta distribution for the analysis of trawl survey data. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 831–842.
- Thompson, S.K., Seber, G.A.F. (1996). Adaptive Sampling, von Szalay, P.G., Somerton, ed. Wiley, New York.
- Trumpickas, J., Pinder, M., Dunlop, E.S. (2019). Effects of vessel size and trawling on estimates of pelagic fish backscatter in Lake Huron. *Fish. Res.* 224, 105430.
- Tsagarakis, K., Giannoulaki, M., Pyroinaki, M., Machias, A. (2015). Species identification of small pelagic fish schools by means of hydroacoustics in the Eastern Mediterranean Sea. *Mediterr. Mar. Sci.* 16/1, 151–161.
- Urick (1967). Principles of Underwater Sound for Engineers. NY.
- Walline, P.D. (2007). Geostatistical simulations of eastern Bering Sea walleye pollock spatial distributions, to estimate sampling precision. *ICES J. Mar. Sci.* 64, 559–569.
- Watkins, J.L., & Brierley, A.S. (2002). Verification of the acoustic techniques used to identify Antarctic krill. *ICES J. Mar. Sci.* 59, 1326–1336.
- Welsh, A.H., Cunningham, R.B., Donnelly, C.F., Lindenmayer, D.B. (1996). Modelling the abundance of rare species: statistical models for counts with extra zeros. *Ecol. Modell.* 88, 297–308.
- Willmson, N.J. (1982). Cluster sampling estimation of the variance of abundance estimates derived from quantitative echo sounder surveys. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39, 229–231.
- Wuillez, M. (2009). Using min/max autocorrelation factors of survey-based indicators to follow the evolution of fish stocks in time. *Aquat. Living. Resour.* 22, 193–200.
- Zhao, Y., Wang, X., Zhao, X., Ying, Y. (2022). A statistical assessment of the density of antarctic krill based on “chaotic” acoustic data collected by a commercial fishing vessel. *Front. Mar. Sci.* 9, 934504. <https://doi.org/doi:%252010.3389/fmars.2022.934504>
- Zwolinski, J.P., Fernandes, P.G., Marques, V., Stratoudakis, Y. (2009). Estimating fish abundance from acoustic surveys: calculating variance due to acoustic backscatter and length distribution error. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66, 2081–2095.
- Zwolinski, J.P., Stierhoff, K., Demer, D.A. (2019). Distribution, biomass, and demography of coastal pelagic fishes in the California Current Ecosystem during summer 2017 based on acoustic-trawl sampling. NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-610.

11. ANEXOS

Anexo A.-Formulas

Símbolo	Ecuación	Nombre	Traducción	Unidades	Referencia
τ		<i>Pulse duration</i>	Duración del pulso	s	Korneliusson, <i>et al.</i> (2018)
TS	$TS = 10 \log_{10} \left(\frac{\sigma_{bs}}{A_0} \right)$ $A_0 = 1 \text{ m}^2$	<i>Target strength</i>	Fuerza objetivo	dB re a 1 m ²	Simmonds y MacLennan (2005)
σ_{bs}	$\sigma_{bs} = \left[r^2 \frac{I_{bs}(r) 10^{\alpha r / 10}}{I_{inc}} \right]$ <p>Donde: I_{bs} es la Intensidad de la onda de sonido retrodispersada I_{inc} es la Intensidad de la onda de sonido incidente r es la distancia entre el objeto y el transductor</p>	<i>Backscatterin g cross-section</i>	Sección transversal de retrodispersión	m ²	MacLennan <i>et al.</i> (2002)
σ_{sp}	$\sigma_{sp} = \left[\frac{4\pi r^2 I_{bs}(r) 10^{\frac{\alpha r}{10}}}{I_{inc}} \right]$	<i>Spherical scattering cross-section</i>	Sección transversal de	m ²	MacLennan <i>et al.</i> (2002)

s_v ("S" minúscula)	$\sigma_{sp} = 4\pi\sigma_{bs}$ $s_v = \sum \sigma_{bs} / V$	<i>Volume backscatterin g coefficient</i>	dispersión esférica Coeficiente de retrodispersión por volumen. (La medición lineal)	m^{-1}	Simmonds y MacLennan (2005)
	Donde:				
	$V = \Psi R^2 \delta_{res}$	<i>Volumen de muestreo de la sonda</i>		m^3	
	$\delta_{res} = c\tau_{nom}/2$		<i>Resolución vertical de sonda (m)</i>		m
	Ψ	<i>Ángulo de haz equivalente</i>			Ω
	τ_{nom}		<i>Duración del pulso</i>		s

S_v ("S" mayúscula)	$S_v = 10 \log_{10}\left(\frac{S_v}{A_0}\right)$ $A_0 = 1 \text{ m}^2$	<i>Volume backscatterin g strength</i>	Fuerza de retrodispersión por volumen. (La medición logarítmica)	dB re a 1 m^{-1}	Simmonds y MacLennan (2005)
s_a	$s_a = \int_{z_1}^{z_2} s_v dz$	<i>Area backscatterin g coefficient</i>	Coefficiente de retrodispersión por área.	m^2/m^2	Simmonds y MacLennan (2005)
S_A (minúscula)	$S_A = 4\pi(1852)^2 s_a$	<i>Nautical area scattering coefficient (NASC)</i>	Coefficiente de dispersión del área náutica	$\text{m}^2 \text{nmi}^{-2}$	MacLennan <i>et al.</i> (2002)
S_A (mayúscula)	$S_A = 10 \log_{10}(s_A)$	<i>Nautical area scattering strength</i>	Fuerza de dispersión del área náutica. La versión logarítmica.	<i>dB re 1 (m²)</i>	MacLennan <i>et al.</i> (2002)

Otros símbolos y nomenclaturas relevantes en el muestreo acústico

Ψ	Ψ	<i>The</i>	El ángulo	Estereorradián	Simmonds y
Ψ	$= \int_{\theta=0}^{\pi} \int_{\phi=0}^{2\pi} b^4(\theta, \phi) \sin(\theta) d\theta d\phi$	<i>equivalent beam angle</i>	equivalente del haz	[sr, Ω]	MacLennan (2005)

Anexo B.-Artículo publicado.-Application of Fisheries Acoustics: A Review of the Current State in Mexico and Future Perspectives.



Review

Application of Fisheries Acoustics: A Review of the Current State in Mexico and Future Perspectives

Violeta E. González-Máynez ^{1,2}, Enrique Morales-Bojórquez ^{3,*}, Manuel O. Nevárez-Martínez ² and Héctor Villalobos ⁴

¹ Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Guaymas 85400, Sonora, Mexico; vmaynez@pg.cibnor.mx

² Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentable, Guaymas 85400, Sonora, Mexico; manuel.nevarez@imipas.gob.mx

³ Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, La Paz 23096, Baja California Sur, Mexico

⁴ Instituto Politécnico Nacional, CICIMAR, La Paz 23096, Baja California Sur, Mexico; hvillalo@ipn.mx

* Correspondence: emorales@cibnor.mx

Abstract: In Mexico, marine acoustics research still faces technical and scientific challenges. For the past decade, the country has made a sustained effort to implement acoustic techniques to generate time series of standardized information; however, these data have been underutilized. Marine acoustics research has been used mainly for small pelagic species and has contributed to improving fishery management and to advising stakeholders. The Mexican scientific community has perceived marine acoustic techniques as expensive tools that are only used for industrial fishing purposes. Marine acoustics can provide information on the variability and interactions between species, their physical environment, and other communities of species, but this approach has not yet been integrated into interdisciplinary research programs or ecosystem models. Additionally, acoustic data provide estimates of biomass and indices of relative abundance, and they have suitable statistical properties for use in integrated catch-at-age models. In summary, to consolidate marine acoustic techniques in Mexico, it is necessary, at a minimum, to maintain the current infrastructure for acoustic studies, to increase the budget for the development of monitoring programs that collect ecosystem indicator data, to promote the training of human resources, and to encourage peer review of the information generated and reported in gray literature.

Keywords: small pelagic; acoustic techniques; index of relative abundance

Key Contribution: (1) At present, it is critical for Mexico to consolidate the use of acoustic techniques and to produce added value for the acoustic data that are currently generated. Hence, a discussion on the contributions of acoustics to fishery management, Marine Protected Areas, and the ecosystem approach among the community of Mexican fisheries scientists should be promoted. (2) Investment in scientific instrumentation and human capital is relatively expensive in the short term, but fisheries acoustics has the potential to solve many of the challenges facing Mexican fisheries.



Citation: González-Máynez, V.E.; Morales-Bojórquez, E.; Nevárez-Martínez, M.O.; Villalobos, H. Application of Fisheries Acoustics: A Review of the Current State in Mexico and Future Perspectives. *Fishes* **2024**, *9*, 387. <https://doi.org/10.3390/fishes9100387>

Academic Editors: Jianfeng Tong, Yong Tang and Tohru Mukai

Received: 25 April 2024

Revised: 3 September 2024

Accepted: 5 September 2024

Published: 28 September 2024



Copyright: © 2024 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Scientific echosounders have positioned themselves as extensively used tools in abundance and biomass assessments of resources as diverse as mesopelagic fishes, pelagic fishes, semidemersal organisms, macroalgal forests, zooplankton, squid, jellyfish, and top predators [1–9]. As technologies and data analysis methods have matured, the use of acoustics in ecological studies has grown rapidly [10,11], even developing in benthic habitat mapping to classify substrates and habitat type [12].

The constant and progressive evolution of acoustic technology makes tracing the historical events that led to the application of acoustics in fisheries research a difficult task. At the beginning of the First World War, there was a great push for research on transducers

due to their military applications; two decades after the war, echosounders had become widespread, and acoustics were already being used as an assessment tool in European, American, Asian, and African countries, as well as in Australia and New Zealand [13–16]. In Mexico, during the 1970s, researchers from the Mexican Institute for Research in Sustainable Fisheries and Aquaculture (in Spanish: Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables (IMIPAS)) carried out acoustic surveys using analog echosounders off the coast of Baja California to estimate the anchovy biomass [17]. However, there was a failure to consolidate the use of these techniques in the country, and by the end of 1980, acoustic techniques for the evaluation of anchovy populations in Mexico had been replaced by the daily egg production method (DEPM) [18].

During the next two decades (1980–2000), Mexico did not make significant investments in acoustic equipment, nor in the training of human resources to develop and promote this line of research in the country. In 2007, the Mexican government, through IMIPAS and in collaboration with researchers from the French Institute for Ocean Science (IFREMER), began a fisheries acoustics monitoring program in the Gulf of California for small pelagic species using a single-beam 38 kHz frequency echosounder. Another frequency, 120 kHz, was added in 2012. Subsequently, new acoustic monitoring programs were implemented in different regions such as the western coast of the Baja California Peninsula, the northern region of Nayarit, and off the coast of Sinaloa (Figure 1). The main reason and rationale for studying the small pelagic fishery is that sardines and anchovies caught in northwestern Mexico represent the greatest contribution to the national fishery catch [19]. To date, acoustic techniques have been used most frequently to study these resources.

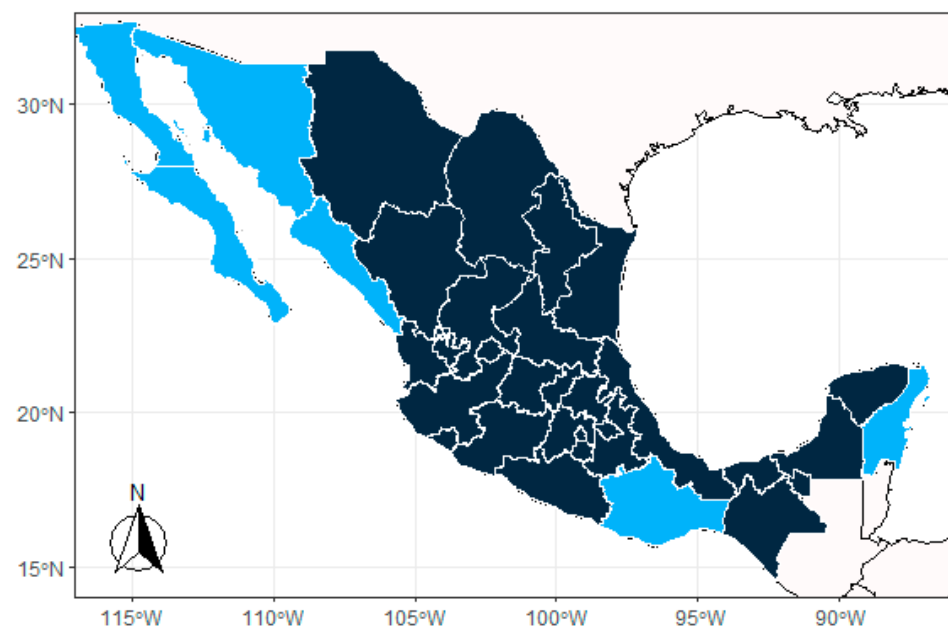


Figure 1. The Mexican states in which acoustics studies have been applied to Mexican commercial fisheries are denoted in light blue. These studies have been developed almost entirely in northwestern Mexico, with limited studies in Oaxaca and Quintana Roo.

Since 2012, there have been several publications in which acoustics have played a central role in stock assessment and fishery management in Mexico. However, these investigations have mainly focused on the northwestern Pacific coast of Mexico, including the Gulf of California. The objective of this review is to analyze and discuss the applications of acoustic techniques in Mexico, including their successes, utility, and limitations compared with those in other countries. We hope that this review will encourage the development and application of these techniques in Mexico for a wide range of ecological topics outside of the standard procedures for monitoring Mexican marine resources.

2. Materials and Methods

This review was based on manuscripts with the following eligibility criteria: (i) published and available from Scopus Elsevier, Redalyc, Crossref Metadata, and Google Scholar; (ii) research papers or technical reports mainly from Institute of the Sea of Peru (IMARPE), IFREMER, the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), the Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO), and IMIPAS; and (iii) studies with an emphasis on Mexican marine resources. Gray literature on acoustic research was excluded (e.g., abstracts in symposiums or congresses). The review is organized into six topics, namely processing software, sampling design, frontiers for the applications of acoustics, the relevance of time series, the Mexican budget for research, and conclusions.

3. Processing Software

Acoustic work requires real-time data acquisition and processing software. There are a limited number of manufacturers and suppliers of scientific echosounders, typically Biosonics or Kongsberg, with the choice of supplier depending on the specific requirements and applications. In Mexico, the echosounders are SIMRAD EK60 and EK80, both provided by Kongsberg (Horten, Norway). Comparatively, the choice of processing software is not simple. A research group can choose to pay for a license or use freely available software, but the available options differ greatly in price, development level, and available guidance, all of which influence the analysis of the available information and its reproducibility. The processing sequence sometimes involves manual processing providing physical quantities (e.g., backscatter) that are used to compute the density and biomass values for a fishery resource. The software shares some specific characteristics, such as an array of colors, or “palette”, that are mapped to the backscatter; algorithms for the correction of a line that describes the bottom, which discard possible contributions from the seabed in the water column; algorithms for removing noise and reverberation; and other attributes. This review is based on the most used and frequently cited software in the literature (Table 1).

Echoview (ver. 8-15) has been cited the most in scientific publications. It was developed by an Australian company of the same name (formerly known as Myriax) via collaboration and feedback from the research community. It is used and distributed in several countries. Access to the program requires a physical key that can be shared within the workgroup (without being used at the same time), while workflows can be made available to other users who have access to the same or later versions of the program in which they were made. Payment for the annual renewal of the license allows the user to access the latest updates and innovative methodologies, while the modules vary according to the research objective.

The large-scale survey system (LSSS, ver. 2.16.0) also has a global commercial presence and is marketed through a business unit of the Norwegian Research Center (NORCE) [20]. Its predecessor was the Bergen Echo Integrator (BEI) program [21], which already had automatic categorization. The echogram interpretation process of LSSS has been improved through multifrequency applications. The system is powerful because it rapidly interprets large volumes of data, taking 2 h to process a full day of the survey [20]. LSSS continues to be developed, so new features are constantly added. For example, it now supports the Sonar-net CDF4 format and can handle acoustic wideband data from the EK80 wideband echosounder. To get the most out of the program, the hardware requirement is computationally demanding: a 64-bit operating system and at least 32 GB of RAM.

Open-Source Software Options

Other initiatives have emerged from the scientific–academic community for acoustic data processing. Most of them have been built as open-source initiatives, a feature that allows the verification of the processing details and the creation of routines that can be shared inside and outside the workgroup, which help to foster collaboration. This software is more economical but less robust (Table 1).

Matecho (ver. 7) was developed in MATLAB by the Development Research Institute (IRD). It can be used by running MATLAB Compiler Runtime (MCR) or by using the

Matecho standalone version, although it is always recommended to run it within MATLAB. This software works in conjunction with MOVIES 3D (ver. 2.2.7 and further) [22]. It has automated processing that allows important functions to be performed to estimate abundance, such as echo integration by layer, extraction by schools, and noise removal. Moreover, it includes algorithms for applying methodologies based on multifrequency filters [23]. These features provide similar advantages as those implemented by Echoview. An important feature is that it supports the HAC standard format, which was adopted by the International Council for the Exploration of the Sea (ICES) Fisheries Acoustics Science and Technology Working Group (WGFAST) in 1999 for the exchange of raw and edited fisheries acoustics data. Thus, it allows for the recovery of files that have been previously processed in that format or for the processing raw data, including those collected by the EK80 broadband echosounder. The hardware requirements are simple and easily accessible (64-bit Windows 7 or 10 and ≥ 4 GB RAM).

ESP3 (ver. 1.52.0) is an open-source software platform that can be downloaded at sourceforge.net. The algorithms used in the processes are visible, and the user can consult them in the software documentation. Similarly to Matecho, it is an executable program developed in MATLAB and can be used with MCR. ESP3 is free and powerful, but there are a few “bugs.” These issues are solved by project administrators from the National Institute of Water and Atmospheric Research (NIWA). In the latest update (ver_1.52.0.), it is now possible to process multibeam echosounder data. ESP3 does not specify the hardware requirements, although it can run efficiently with 64-bit Windows 7 or 10 and ≥ 4 GB RAM [24].

StoX (ver. 4.0.0) is an open-source software package integrated with R. It was developed by the Institute of Marine Research (IMR) in response to the need for standardized software for research institutes working on marine studies in the North Sea, the Norwegian Sea, and the Barents Sea. The design features standardized sampling and repetitive protocols yet is flexible enough to allow workflows to be expanded, modified, deleted, and reorganized. Until 2019, StoX was used to estimate the abundance of stocks such as herring, sprat, blue whiting, cod, haddock, sandeel, and horse mackerel [25].

ECOPAMPA is a type of software created in Visual Studio 2010 to scrutinize synthetic echograms (implemented in C+ ver. 2.3). It was initially tailored for data collected by the National Institute of Fisheries Research and Development (INIDEP) using an EK500 echosounder. This software incorporates algorithms for the automatic detection of the seabed, surface, and schools of fish. It allows for the classification of schools of fish using artificial neural networks (ANNs). Of note, comparisons of experimental data between Echoview and ECOPAMPA have yielded good results. There is the potential to expand the application of ECOPAMPA to other regions, an endeavor that would require new data sets for training; however, this project is currently inactive [26].

Several projects in the Python (2024) programming language are at different levels of development; their advantage is that they do not have demanding hardware requirements. Perhaps the most ambitious and advanced is Echotype, a collaborative project that facilitates the integration of echosounder data into interdisciplinary oceanographic research [27]. Since 2019, its functions have increased due to multidisciplinary collaborations. Currently, Echotype supports data from the EK60, EK80, and Acoustic Zooplankton Fish Profiler (AZFP) echosounders, and it can convert raw data files into the Sonar-netCDF4 format [28]. Users with advanced programming skills can contribute via the GitHub repository, and those with limited experience with Python can find examples of how to use it. Other projects have been added, such as the PyEcholab library [29], developed in collaboration with different institutions in the United States to meet the needs of the National Centers for Environmental Information (NCEI). At this time, the code can read, plot, and export echosounder data. The EchoPy library (ver. 0.0.2) contains algorithms that allow for the basic processing of acoustic data, such as seabed correction and removal, the removal of corrupted pings, and multifrequency analysis (<https://pypi.org/project/echopy> accessed on 4 March 2024). A disadvantage of these libraries is their limited documentation. The

long-term vision of these libraries is for the continuous contribution by other users to grow in a modular way, which would mean the expansion of the tool and accessibility for users beyond fisheries acoustic scientists.

Echogram (ver. 0.1.2), developed in the R language environment (version 4.2.3) [30], is a package that can manipulate multifrequency acoustic data in HAC and RAW (EK60) files and explore acoustic filters of echogram data (still under development [31]). Similarly to other software, Echogram can be run without demanding hardware requirements.

Due to the evolution of hardware, some processing software has become antiquated because of rapid advances in data technology: They have fallen into disuse or evolved into new versions. MOVIES+ (version is not reported), developed by IFREMER in the 1990s, was one of the first programs developed for fisheries acoustics data. It enabled the quantified analysis of echoes to manage fishery resources and ecological research. A particular feature was fish shoal extraction and characterization [32]. Over time, it has evolved into 3D MOVIES for the visualization of all echosounders in real time and in a three-dimensional (3D) environment. This software can incorporate data obtained from other instruments and is currently used by the French oceanographic fleet. Likewise, new software has been developed, including ESP3, ECHO (Division of Marine Research, Australia), SCHOOLS (Limnological Institute, University of Konstanz, Baden-Württemberg, Germany), SCHOOL (Institute of Marine Biology, Crete, Greece), CH1 and CH2 (Department of Fisheries and Oceans, British Columbia, Canada), and SCHOOLBASE (Marine Laboratory Aberdeen, Scotland) [33]. However, we have not considered them in this review because they are not used or there is limited available information.

The use of processing software in Mexico has varied over time. In the 2000s, IMIPAS began collaborating with the Research Institute for Development (IRD) and IFREMER to use MOVIES+; it was used from 2008 to 2018 to process the national acoustic surveys. However, this software cannot be installed on computers running Windows 8 and later. Consequently, since 2015, IMIPAS has invested in two Echoview licenses to process the massive amount of data collected from the water column. However, this investment was insufficient for the research vessels (RVs) that carry out acoustic monitoring in coastal areas in Mexico. To solve this problem, the first approach was to use free software; Echogram was the first choice. However, it has limitations in processing massive amounts of data. The second approach was to use Matecho, whose main advantage is its ability to analyze data from entire surveys. This program was used for 1 year. For the past 3 years, ESP3 has been used.

In Mexico, the use of different criteria and subjective user decisions make it nearly impossible to obtain the same output from two or more different processing software programs. This issue is exacerbated for long time series and the effects of tests or new methods. A single processing program is often tailored to the needs of the institution and used to establish a workflow and to improve the software. Hence, institutions with well-established acoustics programs maintain a workflow for analyzing their data, and their monitoring has improved continuously. Historical transitions among processing software programs used in Mexico have not favored the reproducibility and consistency required for acoustics research. For example, MOVIES+ cannot provide robust and accurate estimates of background noise, while ESP3 contains algorithms for these estimates. Similarly, Matecho was tailored for the acoustics data collected by the French oceanographic fleet, and this implies difficulties when implementing it for different data sources. Moreover, slight changes in results can have significant management implications (e.g., individual quota and the harvest rate).

Free software remains in a stage of development and is maintained based on the interests of the public institutions that finance it, so it is unknown how long it will continue to be developed. Given the uncertainty around the availability of processing software, it is difficult to train specialized technicians effectively. The final choice of the processing software could be based on several factors: the possibility of a decrease in the budget that covers commercial license renewals, the possibility that free software will become outdated

in the short term, and the possibility that software will be unable to support new, updated acoustic instruments.

Available processing software may only be endorsed by their institution or program manager, and many lack standardization or even documentation. Hence, the main issue is to establish whether there are differences among the available software. A desirable focus could be on the quantitative comparison of the following features: (i) the capacity to analyze a massive amount of data provided from multiple frequency channels; (ii) the suitability and accessibility of the programming language; (iii) suitable documentation indicating the codes used and a user manual; (iv) evaluation and comparison of the algorithm's performance; (v) the use of the metadata to estimate the volume backscattering coefficient (e.g., calibration values, pulse duration, and transmitting power) and the impact of metadata on the estimation of the area backscattering coefficient and nautical area scattering coefficient; and (vi) comparison between outputs of mean density and abundance because both quantities are relevant for fishery management (i.e., management quantities that are used to advise stakeholders).

When the power of each processing software is known and the methods are sufficiently general, the software can transcend the quantitative estimation of fish abundance and be used for a wide range of topics. We highlight the importance of using processing tools that are widely accessible and used in the scientific community. Ecologists, freshwater researchers, and others should be trained to use these tools. The accessibility of the processing software is not a problem for countries with a tradition in acoustics and that have achieved consolidated working groups. However, technology transfer has been a problem in Mexico. Although the country is on an upward curve to consolidate the application of acoustic techniques, the availability of processing software has become a "bottleneck". Breaking this bottleneck is the most immediate challenge for Mexico.

Table 1. The most cited software available for processing acoustic data.

Software	Open Source	Project Administrator	Country of Origin	Programming Language	Availability	References, Contacts, and Repositories
Echoview	No	Echoview	Australia	C++	Request sales information from info@echoview.com	info@echoview.com
Echopype	Yes	The project is directed by Wu-Jung Lee and Emilio Mayorga, but there are other collaborators	United States	Python	https://pypi.org/project/echopype/ , accessed on 16 July 2024.	https://github.com/leewujung https://github.com/emiliom leewj@uw.edu, accessed on 16 July 2024
Large-Scale Survey System (LSSS)		MAREC—Institute of Marine Research (IMR)	Norway	Java	Request sales information from info@marec.no	[34]
ESP3	Yes	National Institute of Water and Atmospheric (NIWA)	New Zealand	Executable with a MATLAB license or with MATLAB Compiler Runtime (free)	https://sourceforge.net/ , accessed on 4 September 2024 * You can subscribe to project updates to receive notification of new versions	Yoann.ladroit@niwa.co.nz Pablo.Escobar@niwa.co.nz
StoX	Yes	Institute of Marine Research (IMR)	Norway	Java	https://github.com/StoXProject/StoX/releases/tag/v4.0.0 , accessed on 20 July 2024	espen.johnsen@hi.no arnejh@hi.no
PyEcholab	Yes	Institute for Research in Environmental Science, University of Colorado, Boulder, and collaborators	United States	Python	https://github.com/CI-CMG/pyEchola/ , accessed on 20 July 2024	wcd.info@noaa.gov

Table 1. Cont.

Software	Open Source	Project Administrator	Country of Origin	Programming Language	Availability	References, Contacts, and Repositories
EchoPy	Yes	Institut de Recherche pour le Développement (IRD)	France	Python	https://pypi.org/project/echopy/ , accessed on 12 August 2024	echopy@protonmail.com
ECOPAMPA	Yes	The Physics and Engineering Research Center of the Center of the Province of Buenos Aires (CIFICEN)	Argentina	Visual Studio 2010		svillar@fio.unicen.edu.ar
Matecho	Yes	Institut de Recherche pour le Développement (IRD)	France	Executable with a MATLAB license or with MATLAB Compiler Runtime (free)	https://git.outilsis.ird.fr/activeacoustics/matecho , accessed on 19 August 2024	[22]
MOVIES + Movies-B	No		France			[32,35]
Echogram	Yes	Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas	Mexico	R	https://github.com/hvillalo/echogram , accessed on 26 August 2024	hvillalo@inp.mx
Bergen Echo Integrator (BEI)	No	Institute of Marine Research (IMR)	Norway	C++		[21,36]
SONAR 4,5,6	No					
MOVIES 3D	No	L'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer	France		http://flotte.ifremer.fr/Presentation-de-la-flotte/Logiciels-embarques/HERMES-MOVIES3D/Telechargem , accessed on 2 September 2024	

4. Sampling Design

All known information on a population should be used to create an efficient sampling design that provides the best field data to estimate biomass. For this purpose, the placement of transects must maintain a balance between the total area to be covered, the available time, and the assigned budget. For Mexico, the objective is to design a survey that generates a long and consistent time series, because once the design is chosen, it can be used systematically to produce estimates that are comparable to each other.

Classical sampling theory states that a random sampling procedure provides unbiased estimators of the mean and variance. If the sampling design used is systematic, the samples are considered not to have been taken independently of each other, and statistically, there is no valid estimator of variance from a systematic sample unless the population is randomly distributed [37]. The schools of fish vary in two dimensions, height and width, and the closest observations within a sample could exhibit a high “correlation” because this factor depends on the distance between the observations [38]. If sampling is performed at a scale larger than that of the correlation length, classical methods can be used to estimate the variance. But if this is not the case, then a model that explores the possibility of autocorrelation of the samples is needed.

In acoustics, three commonly used sampling designs are systematic zig-zag, systematic parallel, and stratified random parallel. The stratified parallel transects provide maximum separation between transects, resulting in the least correlation between them and greater coverage. However, it may be more difficult to estimate the variance of the estimate. According to Kimura and Lemberg [39], zig-zag transects are better than stratified parallel

transects at low transect densities; on the contrary, stratified parallel transects are better than zig-zag transects at higher transect densities. Furthermore, Kimura et al. [40] explained that change regions are oversampled with the zig-zag design, while regions between changes are undersampled.

Mexico uses these three sampling designs in different regions, covering the area of distribution of the small pelagic fish populations in northwestern Mexico, including the sampling of shallow bays, which have historically maintained a substantial portion of populations of these species. The Gulf of California and the west coast of the Baja California Peninsula use a stratified parallel sampling design, while a zig-zag design is used for the mouth of the Gulf of California (Figure 2), considering a sampling design until the 200 m isobath that has been surveyed in the recent 15, 12, and 10 years, respectively, using the same echosounder, ship, and fishing protocol [41–43].

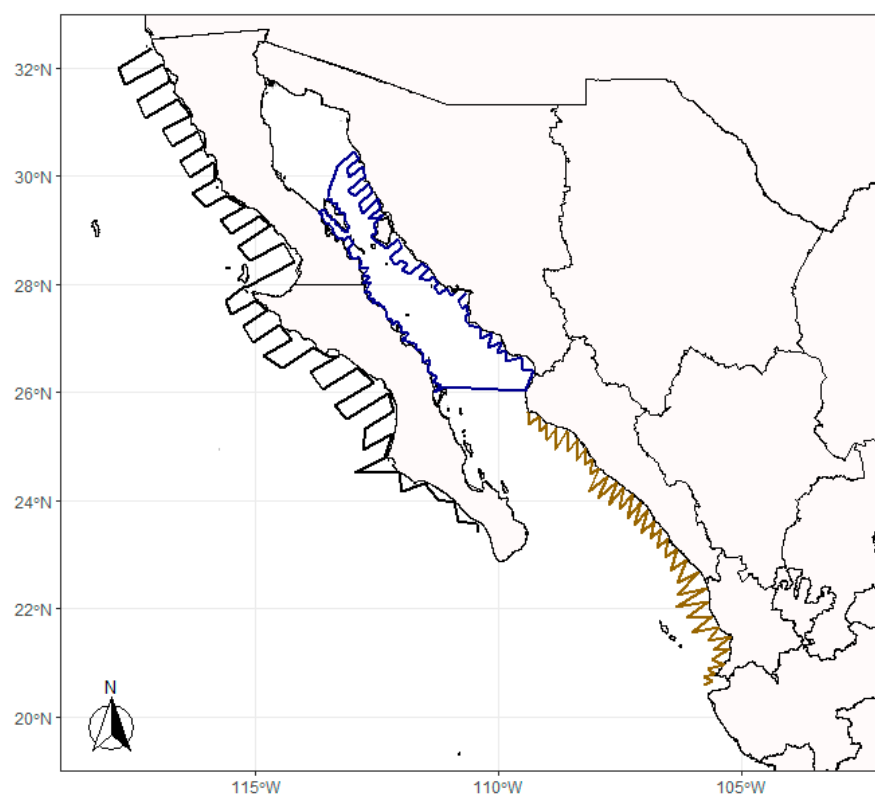


Figure 2. The sample design for acoustic survey research indicating the transects used in the different regions of the Mexican northwest Pacific Ocean. The three main regions are spatially located as follows: (i) the west coast of the Baja California Peninsula (transects in black); (ii) the northern region of the states of Nayarit and off the shore of Sinaloa (transects in gold); and (iii) the Gulf of California (transects in blue).

Fréon et al. [44] mentioned that schools of fish display migratory behavior at night-time toward shallower waters, where they lose their ability to behave as schools and disperse and extend into aggregations and layers in search of food. In northwestern Mexico, pelagic fishing activities occur during the night and the so-called *el oscuro*, a period of 22–26 days centered on the new moon of each month [45]. In the Gulf of California, schools are maintained while they migrate to shallower waters, and they are distributed closer to the surface (<40 m) at night [43], making them more accessible for commercial fishing and sampling.

This school behavior requires a different acoustic sampling procedure implemented by agencies such as NOAA (California, United States) for Pacific sardines; IFREMER (Brest, France) for anchovies; MEDIAS (Mediterranean International Acoustic Survey) for European anchovy and European sardine [46]; the Japan Fisheries Research and Education

Agency (FRA) for anchovies, herring, and other pelagic species; and the Institute of Marine Research (IMR) for herring [47]. For these species, the estimates of density and abundance are mainly supported by acoustic data collected during the day. Therefore, the night-time acoustic datasets are neglected due to diel vertical migration of the species, avoiding negative bias in the outcomes. Consequently, these night-time data provide little information on the stock status [48–51]. During the night, the acoustic sampling performed by these agencies can identify species by superficially using mid-water trawls. This procedure implies that the ship returns to previous positive areas where the target species were identified with acoustic equipment. In Mexico, when a school is identified during a survey, the ship keeps going until it has gone 1 nautical mile, which is an elementary sampling distance unit. Then, the transect is interrupted to carry out the fishing set in the opposite direction. At that time, the captain and the crew execute the fishing maneuver to position the net at the depth of the previously observed shoal. Because the ship lacks net sensors, the angle at which the net is deployed is monitored by the researchers. The fishing set begins with a mid-water trawl for 30 min at a constant speed of 3 knots. Subsequently, the ship goes back to the point of interruption to provide continuity to the survey. The criteria for carrying out the fishing sets are described by Doray et al. [50].

The presence of new platforms for survey research in Mexico has allowed the implementation of alternative methods for the acoustic data collection for small pelagic species. For example, since 2021, the RV Dr. Jorge Carranza Frazer has used a methodology closer to the acoustic data collection proposed by NOAA. During 2023, there were changes to the sampling design at the mouth of the Gulf of California: the surveyed transect was modified from zig-zag to stratified parallel, the EK60 echosounder (38 and 120 kHz) was replaced with a broadband frequency echosounder (EK80) with a single frequency (38 kHz), and the estimates of density and abundance were mainly supported by daytime data collection and nighttime mid-water trawls. Stock assessment and fishery management approaches often use time series that are collected during research surveys with standardized protocols (the number of sampling stations, similar fishing gear over time, and defined periods). These changes represent breaks in the time series because direct comparisons between estimates might not be easy.

5. Frontiers for the Application of Acoustics

5.1. *The Contribution of Acoustic Data to Ecosystem Studies*

The scientific community agrees that to maintain sustainable fisheries, it is not sufficient to assess the target species alone; the role of exploited species must also be assessed within the ecosystem in which they live [52]. The implementation of this management approach requires multidisciplinary efforts that include multiple species and synoptic and periodic monitoring to promote more realistic fishery management.

The first effort made to understand the structure and function of marine ecosystems through the trophic relationships between components of the studied communities was the direct application of “ecosystem models” developed in the early 1980s [53], which were later adapted to routines such as Ecopath, Ecosim, Ecospace [54], the integrated software package EwE [55], and Ecotroph [56]. These tools have been useful in addressing questions regarding the ecosystem impacts of fishing. However, these models have a high degree of complexity that increases as the number of functional groups increases. In addition, various types of information, including species abundance, diet composition, catches, consumption rates, ecosystem properties, and trends of species biomass, are required for their application to plausible scenarios [57]. In commercially exploited species, discard and catch information from arrival notices can provide that information or even help to corroborate the results to reinforce the time series, but species that are not commercially exploited are subject to unverified assumptions. For example, there are no catch data available for the “mid-trophic level” functional group, which includes cephalopods, gelatinous organisms, adult euphausiids, and mesopelagic fish [58]. Nevertheless, they represent an important group, particularly in ecosystems with wasp-waist-type dynamics [59]. If ecological man-

agement units are spatially large, they will never be assessed properly due to the limitations associated with human and economic resources [60].

Comparatively, acoustic data provide quantitative and qualitative metrics over a wide range of scales and with high spatiotemporal resolution [52]. They allow for observations ranging from hours to long time series, and they can gather information on marine organisms of all sizes (from fish eggs and larvae to zooplankton and larger species), identifying and estimating them by size. Furthermore, they provide data on scales ranging from centimeters to ocean basins [61].

According to Bertrand et al. [62], ecosystem models do not consider the variability and the interactions between the physical environment and species communities. According to Lazzari and Tupper [63], when the complexity of the habitat increases, properties such as its species richness and abundance also increase. Other properties associated with the seabed also play an important role in the habitat description [64]. In this sense, acoustic methods can provide data such as substratum characteristics. By associating the backscatter intensity with the angle of incidence, it is possible to detect differences in seabed properties [65,66], and the frequency response can indicate the type of seafloor [67]. For example, Siwabessy et al. [68] performed a backscatter signal analysis to determine the backscatter characteristics of seabeds associated with seagrass beds. Cutter and Demer [67] used multifrequency split-beam echosounders and proposed the multifrequency biplanar interferometric imaging technique to predict the potential habitat for demersal fish (*Sebastes* spp.); this finding helped to optimize the surveyed area. Gastauer et al. [69] identified different seabed habitats to investigate the ecological meaning of clusters of fish and the distribution of fish density hotspots.

There are differences in the level of implementation of ecosystem-based fishery management (EBFM) between developed and developing countries [70]. In Mexico, most management strategies are aimed at a single objective. Ecopath was constructed for the northern Gulf of California, including for small pelagic species [71], and for a benthic ecosystem exploited by shrimp trawlers in the Gulf of California [72] and the Gulf of Ulloa [60], and it has been applied to jumbo squid (*Dosidicus gigas* [73]) and loggerhead marine turtles (*Caretta caretta* [74]). The available Mexican fisheries information is quite variable; for a few resources, there are more than 50 years of well-documented information, while for others, in the best of cases, there are basic levels of information. These fisheries usually make a minimal economic contribution to the region; consequently, they have a limited research budget. Applying ecological models such as Ecopath to these resources is not a viable option, because the detailed biological fishery information may be limited or even unavailable.

Currently, acoustic data collected for stock assessment are not utilized effectively in understanding the interactions among species. The contribution of information from plankton and micronekton on ecosystem functioning or the study of ecological relationships, such as prey–predator and intra- or inter-specific competition, is not considered. During data processing, these are assumed to be noise and therefore eliminated. In Mexican research, ecosystem studies supported by acoustic tools have been developed to a limited extent. Few studies had been published prior to 2020 [43,75,76]. More recently, collaborations between national and foreign ecologists have flourished. One example is the daily vertical migration of zooplankton and its seasonal cycle in the Gulf of Mexico [77]. In the Gulf of California, there have been some recent ecological studies supported by acoustic data. Portner et al. [78] analyzed the responses of the mid-trophic communities to oceanographic and climatic variability, while Sarmiento-Lezcano et al. [79] estimated the biomass of migratory mesopelagic species, decapods, and euphausiids and their role in the respiratory flux. However, the technique is not widely used in Mexico. Other Mexican researchers in marine sciences only use acoustic data to evaluate resources.

There are an increasing number of publications that have used an ecological approach with acoustic methodologies throughout the world, indicating the appropriation of acoustic techniques in diverse research fields. In Mexico, to avoid failures in the potential application

of acoustic methodologies, the advantages of acoustic techniques need to be disseminated and socialized so they that are more understandable to researchers before these tools can be incorporated into research programs. In addition, these are perceived as expensive tools that are used only for industrial fisheries, while most of the fishing in Mexico is carried out with coastal or small-scale fleets. Collaboration between researchers from different disciplines could facilitate the combination of acoustics as a tool and ecology as the main objective to enhance the scenarios that are moving toward EBFM by integrating multidisciplinary oceanographic research programs, ecology, and fishing. Acoustic data from a range of platforms could provide auxiliary and complementary information to develop better ecosystem models.

5.2. The Relevance of Acoustic Data for Marine Protected Areas and Endangered Species

Marine Protected Areas (MPAs) represent a management tool created as an alternative approach to reduce and prevent the intensity of human pressure on marine life and habitats [80]. Mexico has decreed 66 MPAs covering an area of approximately 13.12 million ha. The details of the geographic distribution of these MPAs are available in a previous study [81]. Since their implementation, some MPAs have been more successful than others. For example, in the Gulf of California, ~23,300 km² have been decreed as MPAs, but only the national park known as Cabo Pulmo has met conservation and sustainability goals [82]; it has experienced a great recovery in the biomass of fish and top predators [83].

There are guidelines and recommendations for MPAs, which highlight the need for long-term national programs to monitor variations in key parameters such as the age structure of marine organisms, variations in the number of prey, and the rate of habitat loss [84]. Most of the literature on MPAs involves traps or baited traps, fishing, hook-and-line fishing surveys, optical methods, and underwater visual censuses with divers [85–87]. While these methodologies are useful for bottom-dwelling species, there is a lack of knowledge on the response to the management measures for pelagic and benthic species [88].

Acoustic methods could be a particularly valuable tool for these regions. The procedures are non-invasive, can provide long-term observations and sample species assemblages throughout the water column over a wide spatial range in a record time, and may even be more economical than the methods previously described [85]. Furthermore, these methods can be combined with other tools—for example, optical methods to identify species mixtures and their size structures in areas where fishing is restricted [89,90]—even when the rocky high-relief substrates are inaccessible to standard survey trawls [91]. Combining acoustics with systematic conservation planning tools can take monitoring a step further, allowing for the adaptive management of protected areas to assess reserve effectiveness based on the spatiotemporal patterns of ecosystems [92].

Considering the number of MPAs in Mexico and the budget to evaluate them, the selected tools must be able to monitor the recovery of fish stocks effectively. Mexican scientists have published innovative work on this topic. Mayorga-Martínez et al. [93] showed that the planning and management of marine areas in the country could benefit from the application of active acoustics. They evaluated the fine topographic complexity of a group of coastal coral reefs in Veracruz at mesophotic depths (>30 m), which are rarely included in marine reserve designs and management, despite their ecological importance and connectivity to shallow reefs. With this information, they proposed expanding and reshaping the core zone to include the high structural complexity exhibited by the entire reef complex. Another example of sampling to monitor change inside MPAs was carried out in the El Bajo Espíritu Santo seamount. Villalobos et al. [90] described the bathymetry, oceanographic habitat, distributions of zooplankton and fish, determination of the dominant fish species, estimation of their biomasses, and determination of the target strength (TS) of the Pacific creolefish (*Paranthias colonus*) and the finescale triggerfish (*Balistes polylepis*). The researchers obtained these results by collecting and integrating acoustic, optical, and oceanographic data.

Mexican scientists have also used innovative approaches to apply acoustic techniques for endangered species. The Biosphere Reserve of the Upper Gulf of California was established as an MPA with the purpose of protecting vulnerable species. Since its creation, various social problems have led to an active debate about fishing in the area [94]. The totoaba (*Totoaba macdonaldi*) is an endemic species of the Gulf of California. Since 1976, commercial fishing of this species has been banned due to the alarming decrease in its stock. Nevertheless, illegal fishing and a lack of scientific monitoring have led to controversies regarding stock conditions and conflicts of interest in the management of the current population [95]. In this region, the most recent update on the current totoaba biomass was supported by fishery-independent data (an acoustic survey).

As MPA management becomes more effective, the effects will be reflected in the enhanced provision of a variety of ecosystem services for the communities. In the Mexican context, these kinds of studies require institutions to apply innovative methodologies that produce the best results and that provide stakeholders with the best advice for their decision making.

5.3. Acoustic Assessment of Fishery Resources in Freshwater and Shallow Water

Inland waters are defined as lakes, rivers, streams, canals, reservoirs, and other land-locked waterbodies. They have an important role in providing animal protein for humans, in maintaining riverine fish abundance, and have an ecological role as a reservoir of biodiversity [96]. Fishery hydroacoustic research in freshwater aquatic ecosystems has mainly been developed in North America (Canada and the United States) and northern and central Europe. Its development has been favored by significant reductions in the size of echosounders and other acoustic instruments as well as cost reductions. Other important work has been undertaken in Australia, China, and the East African Rift Valley. Conversely, there have been fewer studies from South America, Russia, and New Zealand. This growth is parallel to advances in marine acoustics, which are quickly being adopted by developed countries [97].

Mexico has about 320 hydrological basins. Among these, there are 37 main basins, of which 12 discharge into the Gulf of Mexico and the Caribbean Sea, 19 that discharge into the Pacific Ocean and the Gulf of California, and 6 that are endorheic. It is estimated that there are about 70 lakes in Mexico. There are also 840 reservoirs classified as large dams. In 169 of them, there are productive activities such as commercial fishing, sport fishing, and fish farming. The scientific research that is carried out on species of commercial importance in freshwater ecosystems is of a fishery biology type (e.g., yield per recruit and catch per unit effort (CPUE)). In contrast, there are no periodic evaluations of biomass for a large portion of these reservoirs. According to the National Fisheries Chart [19], the most important species for commercial fishing are the groups of mojarras (i.e., cichlids such as tilapia), carp, channel catfish, and charales; in sport fishing, the species of interest is the sea bass.

In Mexico, Linares et al. [98] applied acoustic techniques to evaluate red grouper aggregations, recognizing the potential of these applications in the evaluation of fish that inhabit areas of steep slopes or use them as spawning grounds. This work is pioneering in the modern application of these techniques in southern Mexico. It highlights relevant points to improve the results in the application of acoustics in shallow waters, which can be applied to other areas of the Mexican Caribbean.

Rowell et al. [99] estimated the abundance, biomass, length structure, and spatial distribution in the Gulf Corvina in the Colorado River delta, Mexico, through several acoustic surveys combined with hydrophones (passive acoustics). This procedure provided excellent fishery-independent data. Besides that study, little research has been carried out in shallow waters, despite the fact that a large part of the territory has these characteristics.

Similarly to the situation with some MPAs in Mexico, the budget available to evaluate dams and lakes must be maximized as much as possible. In large dams, the use of nets represents a passive method that increases the time required to obtain the dataset. More-

over, there is a high labor cost, and the specific fishing gear chosen could bias the biological data, mainly the size structure of the analyzed fish population, leading to a lack of continuity [100]. On the other hand, the range of direct visual underwater observations is limited to a few meters because in many Mexican waterbodies, the optical properties are poor and transparency is low; thus, the use of other optical sensors, including satellite images, is very limited. Acoustic methods offer new possibilities for evaluation. Echosounders can be easily installed on small boats, and institutions with experience and instruments can provide training so that a small team of local researchers can operate hydroacoustic technologies.

5.4. Target Strength

TS is a scaling factor to convert the intensity of the energy values that are backscattered by the object into abundance. Without knowledge of an organism's TS, it would not be feasible to translate acoustic densities into biologically meaningful data. TS is not a single value; rather, it is the average value of a distribution of individual observations of the backscattering cross-sections (σ_{bs} , with the units m^2) that are often expressed in terms of body length [101]. There are extensive reviews on TS measurement methods [102–104]. These experiments can be separated into in situ—using measurements made on fish with a natural behavior and free swimming—and ex situ—using measurements made on fish confined to a cage, immobilized, or unconscious. The checks are influenced by a large number of factors including the method used, the angle of inclination of the organisms, and up to 90% of the state of the swim bladder (if any) [105]. In addition, the estimated values are not interchangeable between the frequencies used.

TS is considered to be the most important source of error in acoustic estimates of absolute abundance [101]. Underestimating the TS would overestimate the abundance, while overestimating the TS would underestimate the abundance. Hence, due to their economic importance, considerable efforts are made to determine the TS of species that support fisheries. Of note, research on this topic is also growing for organisms of ecological importance in disturbed ecosystems. TS has been used widely to estimate species distributed in the North Sea, the Baltic Sea, the North Atlantic, the Southeast Atlantic, the North Pacific, and even the South China Sea (see Table 4 in Liu et al. [106] and Table 6.4 in Simmons and MacLennan [101]), among others. In tropical species, this type of study is limited. When the TS for any species is unknown, published values of similar species or the same species distributed in another region are usually used. However, this approach introduces inaccuracy, which reduces the potential of the data obtained from survey research by affecting estimates of the relative abundance and biomass.

For Mexico, there have been very few specific studies estimating TS. The first efforts focused on estimating the TS of species distributed in Mexican waters were for Pacific thread herring (*Opisthonema* spp.), totoaba, and giant squid (*D. gigas*). Although Mexican researchers perceive that this issue is important, these TS models are insufficient for a country that has large commercial and potential fisheries. Ideally, acoustics research must include the development of TS models, especially in those cases where there are no TS models in the literature to provide support for acoustic survey data. In the next decade, Mexico must focus on this critical point to implement and consolidate the technique in the country.

6. The Relevance of Time Series

6.1. Proportionality between Indices of Relative Abundance and Abundance

A stock assessment can usually be supported by two kinds of datasets. The first comprises fishery-dependent data (i.e., extensive data collected by commercial fleets). The second comprises fishery-independent data, which are commonly obtained from survey research cruises. There are fundamental requirements for these data to become valuable: a consistent year-to-year sampling design that covers the distribution of the stock, a carefully standardized fishing operation [107], and fishing nets with selectivity that can be assumed to be constant [108]. For any commercial fishery, the catch rate or CPUE is a

traditional index of relative abundance. Thus, the CPUE may be used as a proxy for the stock abundance, assuming that both the CPUE and stock abundance are proportional [109]. However, it is usually difficult to make this assumption. For small pelagic species, the CPUE could remain relatively stable while the stock abundance decreases. This phenomenon, known as hyperstability, indicates a disproportionate relationship between the CPUE and stock abundance [109,110]. Another phenomenon for commercial fisheries is the density-dependent catchability, which occurs when the catchability of small pelagic fish schools increases as their stock abundance decreases [110–112]. From this perspective, hyperstability and density-dependent catchability exhibit a mirror effect for measuring the fall in stock abundance and both mask a decline in the index of relative abundance time series (e.g., CPUE) (Figure 3).

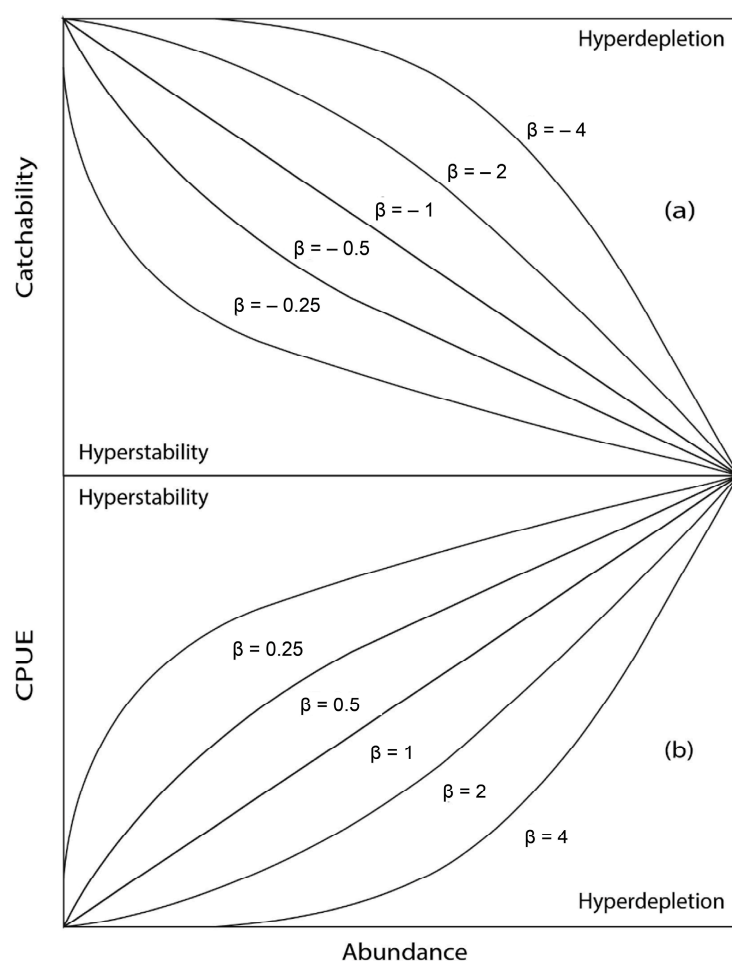


Figure 3. The graphs show (a) the relationship between abundance and catchability, indicating patterns of density-dependent catchability, and (b) the relationship between abundance and catch per unit effort (CPUE), exhibiting different patterns of hyperstability [109,110,113].

6.2. The Relevance of Density Time Series and Their Use as an Index of Relative Abundance

Since the 1980s, fishery models fitted with multiple time series using fishery-independent data have been implemented successfully [114,115]. Indeed, even a “weight factor” has been added to these data to measure the performance of fishery-independent data, thus enhancing the estimation of parameters in the models. The main reason for using multiple time series is related to the quantity of information contained in each dataset. For example, a time series of an index of relative abundance that exhibits a negative trend indicates that the population abundance is decreasing. In contrast, a different index of relative abundance could indicate a positive trend for the same time series; consequently, this index would suggest that the population abundance is increasing. It is a difficult situation

when these contradictory datasets are recorded and included in the fishery models [113]. However, there is also an advantage: multiple time series could contain complementary information that helps to understand the changes in abundance. In Mexico, although independent estimates of fisheries began with an assessment program of eggs and larvae for pelagic fish stocks, they were eventually discontinued due to budget limitations. In 2008, the acoustic methodology was implemented and replaced the abundance estimate provided by the collection of eggs and larvae of small pelagic species. In other countries, abundance estimates using eggs and larvae have been combined with acoustic methods, and the generated time series are used in population assessment models. During the generated time series, there are sometimes changes in the fishing gear or ships used and even increased sampling with other tools. Because the new gear has its time series, the old and new time series can be entered as separate indices of relative abundance or statistically standardized [116].

MacLennan et al. [117] highlighted that density (ρ) is proportional to the area backscattering coefficient (s_a). This assertion suggests that s_a or the nautical area scattering coefficient (s_A) could be used as an index of relative abundance and, consequently, to assume that it is proportional to abundance (N). Assuming that a time series of ρ values has been estimated, it could be possible to assume a priori the changes in the abundance of biological targets.

According to [109], the index of relative abundance (I) in trawl surveys can be expressed as $I = qN$; consequently, N can be estimated as $N = \frac{I}{q}$, where q represents the catchability [116,118]. The main assumption is that I is proportional to N . For this reason, estimating the best I time series is difficult. The best option is to utilize several I values. If the proportionality for any I is weak, then the equation could be re-expressed as $I = qN^\gamma e^\varepsilon$, where γ is a power parameter indicating proportionality when its value is 1 or close to 1, and ε is a random error assumed as $\varepsilon \approx N(0, \sigma_\varepsilon)$ [109]. MacLennan et al. [117] explained that acoustic studies provide two important quantities: the density and the abundance of biological targets. Specifically, ρ is expressed as the number per unit surface area of the layer. An estimation of ρ could represent an index of relative abundance for an area at time t . Perhaps the most important mathematical expressions using two surface scales are $\rho = 10^6 \frac{s_a}{\sigma_{bs}}$ for km^2 and $\rho = \frac{s_A}{(4\pi\sigma_{bs})}$ for nmi^2 , where σ_{bs} represents the backscattering cross-section. The assumptions about the field data, including the statistical distribution (e.g., normal, lognormal, and delta), the presence or high frequency of negative sampling stations, and a spatially structured population, would affect ρ values—they could be biased and would provide little information about the biomass. To avoid a failure to estimate ρ , several assumptions may be made depending on the methodological approach: the application of generalized additive models (GAMs) with spatial variability, assuming that the samples collected are statistically independent of each other; the application of geostatistical techniques that can represent the spatial variation of density, providing solutions to the spatial correlation in a structured population without any assumption regarding the independence of the sample; and a lognormal/delta distribution, assuming the effect of negative sampling stations on estimates of ρ (e.g., Pennington estimator), also assuming statistical independence in the samples.

The random functions for interpreting the spatial distribution of a population within a specific area allow for the development of models with explicit spatial variability, such as generalized linear models (GLMs) or GAMs [119]. One of the main disadvantages of these methods for abundance estimation is that they do not provide simple estimates of error variance or survey precision.

There are a large number of geostatistical tools that allow one to determine the sample variance in a systematic sampling design. The most relevant aspect of a geostatistical approach, and perhaps why it is currently one of the most widely used approaches, is that it does not require the independence of the sample to be assumed, and it offers an explanation for spatial variability [120].

The delta-lognormal approach proposed by Pennington [121] includes highly skewed data (known as positive sampling stations) and negative sampling stations denoting a value of zero (apparent absence of the target species). Both datasets are used to estimate the mean value of the survey. For Syrjala [122], this method is not resistant to relatively small and undetectable deviations from the assumptions of the model. Thus, an excess of small values generates poor behavior in the delta-lognormal distribution, an increase in the bias, and a loss of information in the estimation of the mean value [40,123].

In Mexico, these topics have not been widely analyzed by fishery biologists, but they have been applied in other areas such as earth sciences and engineering. Thus, the integration of interdisciplinary groups regarding the use and application of these statistical procedures would be desirable. There is the possibility that the acoustic samples have spatial autocorrelation; the degree of this autocorrelation depends on the size of the schools (length and width) and the distance between transects. Even if these interactions are ignored, they would impact the estimated variance.

6.3. Hydroacoustic Data and Integrated Stock Assessment Models

Traditionally, the fishery management approach used by international fisheries agencies (e.g., NOAA, IFREMER, the General Fisheries Commission for the Mediterranean (GFCM), and the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (EC STECF)) has been based on abundance estimates comparing biological hypotheses and datasets. NOAA has developed two methods to measure the uncertainty and discrepancies in outcomes such as abundance as well as management quantities: the explicitly vulnerable biomass and the annual harvest rate. The most widely analyzed stocks have been small pelagic species, mainly the Pacific sardine and the northern anchovy.

The first method is based on ichthyoplankton surveys and extensive field datasets collected using a stratified sampling design [124]. The datasets were analyzed using the DEPM, which is based on the ratio between daily egg production and the specific daily fecundity of the species [125,126]. This approach provides estimates of the biomass, spawning biomass, and related biological parameters, as well as indices of relative abundance such as the egg production index (eggs $0.05 \text{ m}^2 \text{ day}^{-1}$), DEPM data (10^3 t), and historical egg production data (eggs $0.05 \text{ m}^2 \text{ day}^{-1}$) [127]. These indices have been used frequently for stock assessment purposes. Moreover, additional indices of relative abundance have been computed, such as the reproduction area (nm^2) and the proportion of positive stations, which refer to the marine stations where the eggs or larvae of target species were collected [128,129].

The second methodological approach is the application of stock assessment models, mainly those called integrated catch-at-age models. These statistical models can represent the most important features of population dynamics (i.e., growth, recruitment, and mortality, both natural and fishing) and incorporate all the information known about the analyzed species. When these models are tuned using fishery-independent data, their realism increases. In the last two decades, the implemented methodologies have been diverse (Table 2).

Acoustic data can also provide an estimate of the biomass and indices of relative abundance and can serve as an alternative to the DEPM. Moreover, ρ and S_A have suitable statistical properties for use in the integrated catch-at-age models [109]. This manner of assessing marine resources has been a standard procedure. Comparing outcomes that search for the best scientific evidence can increase the level of scientific discussion, enhance the conclusions, and help to maintain the sustainability of the target species.

In Mexico, the DEPM has been implemented successfully [18,130], but it is not used systematically. Hence, there is a lack of consistency in the temporal sequence of the obtained outcomes, and the time series of the biomass and the index of relative abundance are only used in the stock assessment models. Since 2008, acoustic data have been collected systematically in the Gulf of California, where the target species is mainly the Pacific sardine. Estimates of the biomass are available for 15 years (2008–2023). The index of relative

abundance used to fine-tune the integrated catch-at-age model of the Pacific sardine in the Gulf of California is biomass-computed from the acoustic data [131]. The rationale and support for this procedure are based on the fact that the time series of acoustic estimates do not include a relative and time-dependent proportion of the real abundance of the target species. This value is known as detectability [132]; it is estimated within the insonified volume, included in the echo-integration, and can reduce bias in the final estimate. Therefore, the biomass calculated from acoustic data can be understood as an index of relative abundance rather than an absolute value of biomass [132]. Detectability has been estimated for benthic resources, but its utility for small pelagic species remains unclear.

In Mexico, stock assessment for small pelagic species has focused on maintaining two sources of information for fishery management purposes: one based on acoustic data and the other applying fishery models fine-tuned through acoustic outcomes [42,131]. Future challenges include choosing the best indices of relative abundance for the stock assessment models, the possibility of incorporating the density estimated from acoustic data, and the use of different density values considering the spatial distribution of the target species in the Mexican Pacific Ocean. Finally, the objective is to use more informative fishery-independent data—acoustic data may be a good choice. Changing the input data is a common procedure when integrated catch-at-age models are solved. In this way, different assumptions can be analyzed, and the performance of the fishery models can be assessed. The contribution from scientific fishery management will have an impact on the advice to stakeholders and decision makers, possibly affecting the governance of the target species.

Table 2. Age-structured models are commonly used to input data such as acoustic data (including indices of relative abundance). The models included are the most used and referenced in the worldwide literature.

Package Name	Acronym	Does the Package Include a Population Dynamic Structure?	Is Uncertainty Assessed?	Does the Model Require Indices of Relative Abundance?	Is Documentation Available in the Form of a Peer-Reviewed Publication?	Source
Age-structured Assessment Procedure	ASAP	Yes	Yes	Yes	Yes	[133]
C++ Algorithmic Stock Assessment Laboratory	CASAL	Yes	Yes	Yes	Yes	[134]
Stock Synthesis Model	SSM	Yes	Yes	Yes	Yes	[114,135]
Assessment Method for Alaska	AMAK	Yes	Yes	Yes	Yes	[136]
Simple Stock Synthesis	SSS	Yes	Yes	Yes	Yes	[137]
Extended Simple Stock Synthesis	XSSS	Yes	Yes	Yes	Yes	[138,139]
Woods Hole Assessment Model	WHAM	Yes	Yes	Yes	Yes	[140]
A Length-based, Age-structured Model	Multifan-CL	Yes	Yes	Yes	Yes	[141]

7. Mexican Budget for Research

7.1. Acoustic Equipment and Instrumentation: Mexican Research Vessels

In Mexico, there are currently three platforms that aim to carry out marine studies and acoustics research. Two of them are the property of the IMIPAS, which coordinates and provides scientific research and advice in fisheries and aquaculture. The platforms are the RV BIP XI, a 25 m long boat that allows for coastal sampling, mainly of shallow areas. Its autonomy is 22 days, and it can hold 13 people, including researchers, technicians, and crew.

It is equipped with a SIMRAD EK60 echosounder with two 38 and 120 kHz transducers embedded in the boat's hull. It has winches to work with demersal or pelagic nets (Table 3). Since 2008, this vessel has carried out uninterrupted acoustic surveys and maintains a busy schedule of annual surveys, mainly assessing small pelagic fish, Pacific hake, and giant squid, and some extraordinary surveys that have been carried out in northwestern Mexico (e.g., of totoaba). This vessel has provided the longest time series of acoustic data of small pelagic species in Mexico (2009–2023).

Table 3. Platforms and equipment available for acoustic surveys in Mexico.

Platforms	Institution	Echosounder System	Characteristics
RV BIP XI Autonomy: 22 days	IMIPAS	EK60	Split-beam transducer ES38-12 (resonant frequency: 38 kHz; beamwidth: 11.94°) Split-beam transducer ES120-7C (resonant frequency: 120 kHz; beamwidth: 7.61°) Source: manuel.nevarez@imipas.gob.mx
RV Dr. Jorge Carranza Fraser Autonomy: 60 days	IMIPAS	EK60	Split-beam transducer ES18 312 (resonant frequency: 18 kHz; beamwidth: 10.53°) Split-beam transducer ES38-B 312 (resonant frequency: 38 kHz; beamwidth: 6.79°) Split-beam transducer ES70-7C 312-204154 (side) (resonant frequency: 70 kHz; beamwidth: 7.12°) Split-beam transducer ES70-7C 312-204154 (resonant frequency: 70 kHz; beamwidth: 7.12°) Split-beam transducer ES120-7C 312-204022 (resonant frequency: 120 kHz; beamwidth: 7.29°) Split-beam transducer ES200-7C 312-200841 (side and down) (resonant frequency: 200 kHz; beamwidth: 7.45°) Source: https://www.gob.mx/agricultura/colima/articulos/conoce-nuestro-buque-de-investigacion-dr-jorge-carranza-fraser?idiom=es , accessed on 4 September 2024
RV El Puma Autonomy: 30 days	UNAM	EK60	Frequency: 38 kHz Frequency: 120 kHz Source: https://buques.cic.unam.mx/el-puma/equipo-puma/ , accessed on 4 September 2024
RV Justo Sierra Autonomy: 30 days	UNAM	EK80	Wide-band split-beam transducer ES38-7 Resonant frequency: 38 kHz Beamwidth: 7° Source: https://buques.cic.unam.mx/justo-sierra/equipo-js/ , accessed on 4 September 2024
Swing steel arm	CICIMAR	EK80	Combi transducer ES38-18/200-18C Nominal frequency Low: 38 kHz High: 200 kHz Beamwidth: 18° Source: hvillalo@ipn.mx
Swing steel arm	IMIPAS	EK80	Wide-band split-beam transducer ES38-7 Resonant frequency: 38 kHz Beamwidth: 7.5° Source: manuel.nevarez@imipas.gob.mx

RV Dr. Jorge Carranza Fraser is almost 60 m long. It was financed by the Inter-American Development Bank and is undoubtedly the most important investment in Mexico for acoustics research. The acoustic system comprises seven transducers at the frequencies of 18, 38, 70, 120, and 200 kHz and two side frequencies of 70 kHz, coupled to a SIMRAD EK60 echosounder. It is built to be autonomous for 60 days, which allows it to reach the

Exclusive Economic Zone, and can house 22 researchers and technicians. Its programming includes multipurpose campaigns for several species, mainly small pelagic species, Pacific hake, and squid. This modern vessel has advantages over older ships: a quiet diesel–electric engine, a liftable keel to prevent bubble reverberation, and better modern fishing facilities; these features provide remarkable results and spatial coverage.

Since 1980, The National Autonomous University of Mexico (UNAM) has managed RV El Puma. Although this vessel was initially used for acoustic surveys, it is currently in limited use for this purpose. RV El Puma has an autonomy of 30 days and carries a SIMRAD EK60 echosounder with a 38 kHz transducer that has been used mainly to investigate plankton and pelagic organisms such as squids and small pelagic fish. The EK60 echosounder and its ER60 data acquisition software are no longer manufactured. The SIMRAD EK80 system has taken its place; it is a more advanced system that has broadband capability and a significant improvement in the signal-to-noise ratio. INAPESCA and CICIMAR acquired this equipment, which has been installed in and uninstalled from different platforms, such as small boats, via a swing steel arm. These devices allow autonomy to carry out sampling in different regions, and the vessel can even reach continental waterbodies, where research with this technology has not yet been carried out.

Other vessels carry out marine research in Mexico, including the Alpha Helix Oceanographic Vessel, which is the property of the Center for Scientific Research and Higher Education at Ensenada (CICESE). Although it has carried out extensive hydrographic and planktonic campaigns, it does not integrate biological acoustics as a research goal; therefore, it does not have this kind of echosounder installed. RV Justo Sierra, which is also the property of UNAM, has recently installed an EK80 multifrequency echosounder (Table 3). The development of acoustic instrumentation is constant, and the miniaturization of echosounders has triggered the development of instruments whose potential is expanding every decade, in a stage that some have called the robot revolution [142].

Although it is not the aim of this review to enumerate global advances on this topic, there are promising developments of alternative platforms that provide opportunities to address new questions with fewer investments and operating challenges than a ship. For those institutions that do not own ships, unmanned surface vehicles (USVs) have proved to be operationally efficient and have the potential to be incorporated into research programs [143]. According to Eriksen et al. [144], there are advantages to coupling echosounders: This approach provides a depth profile of plankton (macrozooplankton and mesozooplankton) and fish aggregations in water masses that can be coupled to hydrological–oceanographic stations that are already being used on Mexican vessels. Although these developments are different from the “traditional” approach, they have the potential to increase the information available and can be incorporated by institutions interested in expanding their interdisciplinary research programs. Given the limited human resources of some Mexican institutions, investing in instrumentation to develop this research goal is unrealistic in the short term. However, capitalizing on investments through scientific collaboration schemes to maximize the benefit of the campaigns—and thus obtain more and better information and biological data—could be assumed to be a medium-term goal.

7.2. Investment in Human Resources

Fisheries acoustics is an applied science that requires a multidisciplinary approach between physics and engineering that is framed in a biological context. Acoustic surveys should be conducted in the presence of at least one scientist who is experienced in fisheries acoustics and is familiar with the target species in the surveyed area. This scientist can guide the fishery and recognize the potential of complementary data. In Mexico, there are few people with experience and formal training in the operation of acoustic equipment. Indeed, there are not enough human resources for the number of acoustic campaigns that are currently being carried out inside and outside the country with Mexican investment. A lot of acoustic data are piling up, and there is a failure to recognize the potential that this information has for understanding the assemblages that exist between zooplankton,

ichthyoplankton, and mesopelagic organisms beyond the assessment of the most commercially important species (e.g., small pelagic fish, jumbo squid, and Pacific hake). Future challenges include developing a strategy to build long-term capabilities to understand and use acoustic techniques through undergraduate or postgraduate education. This approach should include updates from national experts, developing skills to capitalize on existing investments, and maximizing the applicability of acoustic techniques. Engaging students in solving real-world problems and linking the needs of the country with the needs of universities would provide them with direct research opportunities and experience. This collaboration could lead to the development of new methods that respond to the demands of the complex and contrasting ecosystems exhibited in Mexican waters, such as mixed aggregations and species assemblages, for which the acoustic characterization of locally distributed species is unknown.

Through its academic unit, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR), National Polytechnic Institute (IPN) has developed a postgraduate program in which the topic of fisheries acoustics has recently expanded. Although the working group is limited, it has had collaborations, mainly with INAPESCA, to assess marine resources. In this sense, there are experiences from IPN that provide advice and develop research focused on marine acoustics. While these efforts satisfy some demands, a single institution cannot solve all problems. Promoting exchanges between North American and European universities, which have solid postgraduate courses and consolidated working groups, would be a useful choice. The advantages of marine acoustics have been recognized by stakeholders in Mexican institutions with a focus on fishery management as necessary in contributing to the sustainability of harvested stocks. Estimates based on fishery-independent data are valuable because they can be compared with stock assessments supported by fishery-dependent data. This comparison could allow researchers to test hypotheses regarding stock conditions and to provide recommendations to enhance the management instruments of the Mexican government.

8. Conclusions

Improving fishery management in a changing environment is a global challenge. Mexico must face this challenge with solid scientific tools and modern assessment methods to streamline recommendations and the decision-making process. This approach would comply with the objectives of sustainable development and contribute to improving the quality of life of coastal populations while generating a steady supply of fish protein.

The successful application of fishery acoustics in Mexico has been documented for the Pacific sardine (*Sardinops sagax*) fishery in the Gulf of California. Acoustic data have been useful for providing biomass estimates and indices of relative abundance; these estimations are usually contrasted with biomass estimated from statistical models expressing the population dynamics for this species; under this scenario, it is possible to obtain information from fishery-independent data (an acoustic survey) and fishery-dependent data [145]. The acoustic outcomes have been used to support the management of the Pacific sardine fishery; this endeavor is included in the legal Mexican guidelines through the Fishery National Chart [19], the Fishery Management Plan [146], and the Mexican Official Standard [147]. Additionally, the scientific information reported using acoustic data has been used to obtain international certification of this fishery from the Marine Stewardship Council (<https://fisheries.msc.org/en/fisheries/small-pelagics-fishery-in-sonora-gulf-of-california/@@view>; accessed on 5 July 2024). The Pacific thread herring (*Ophistonema libertate*) fishery in the south zone from the Gulf of California has also received this certification (<https://fisheries.msc.org/en/fisheries/southern-gulf-of-california-thread-herring/@@view>; accessed on 5 July 2024).

Although fisheries acoustics still present technical and scientific challenges, the field is expanding to meet the growing demands of modern ecosystemic and multidisciplinary marine research. Traditional ship-mounted sensors remain prevalent, but emerging marine technologies such as autonomous underwater vehicles (AUVs), remotely operated vehicles

(ROVs), unmanned surface vehicles (USVs), moored inverted echosounders, and compact high-capacity echosounders have significant potential for integration into existing fishery surveys and research projects [148]. These new platforms not only increase the diversity and volume of data but also allow operations during periods when surveys are impractical, thereby expanding both the spatial and temporal coverage. Together, these advances could make long-term acoustic measurements of fish abundance more accessible and are likely to see broader application in the future [10,149]. For Mexico, these platforms could potentially enable the collection of biomass data for other marine resources that are currently not monitored.

The current state of development of acoustic instruments has required considerable economic investments and interdisciplinary groups of scientists and engineers who have led this discipline toward constant improvement and diversification. The countries maintaining a leading role in the use, development, and innovation of acoustic instruments have implemented a long-term vision that includes collaboration among their institutions. This approach will allow them to continue to implement strategies for the management and conservation of marine resources and to improve their position in the face of emerging challenges that arise from current problems.

For developing countries such as Mexico, fishing is a primary source of food and livelihood for coastal communities. The delay in implementing fisheries acoustics in countries with these characteristics is an example of failed technology transfer and contributes to the underrepresentation of information on tropical and subtropical seas, which may represent a gap in the understanding of the response of marine communities to global changes. For the past decade, Mexico has made a sustained effort to implement acoustic techniques to provide a time series of standardized information. However, at present their acoustic data are underutilized. Because the current global approach to fishery management is ecosystem-based, ecological time series become more informative when they are longer. In Mexico, survey research usually evaluates a single species, so the surveyed area, the fishing gear, and the type of vessel have always been used for surveying the most abundant species. This type of approach is usually the only one that a small RV can address due to its space or autonomy limitations. The Mexican deep-draft fleet (RV Dr. Jorge Carranza Fraser and RV El Puma) can change this situation by participating in campaigns that improve the understanding of a wide range of ecological subjects so that an ecosystemic approach can be implemented from marine acoustic data.

The Mexican scientific community maintains a good understanding of how technology and science can make a positive contribution to fishery management without “ready-to-use” solutions. The gap between commercial and scientific development is becoming smaller; acoustic tools developed for commercial purposes are being adopted by scientists, and scientific developments are being used to produce commercial tools. These changes represent opportunities that can be taken advantage of to shorten the path. Consistent long-term studies will enhance the response to emerging problems such as climate change and the redistribution of species, so it is necessary to continue to support research programs that have been maintained in the long term in Mexico. For Mexico, to at least maintain the current infrastructure for acoustic survey research, there is a need to increase the budget for the development of monitoring programs that collect ecosystem indicator data, train human resources, and encourage peer review of the information generated and reported in gray literature.

One of the purposes of this review is to promote the use of acoustics to study aquatic ecosystems, especially considering that other methodological developments or currents of thought have failed to become established in the Mexican scientific community and have simply disappeared from the country. To ensure that the initiatives mentioned in this work prevail, evolve, and transcend, the discussion on the contributions of acoustics to fishery management, MPAs, and the ecosystemic approach must be built, defended, and promoted among the community of Mexican fishery scientists.

Author Contributions: Conceptualization, V.E.G.-M. and E.M.-B.; methodology, V.E.G.-M. and E.M.-B.; validation, H.V. and M.O.N.-M.; investigation, V.E.G.-M.; writing—original draft preparation, V.E.G.-M. and E.M.-B.; writing—review and editing, V.E.G.-M. and E.M.-B.; visualization, V.E.G.-M. and E.M.-B.; supervision, H.V. and M.O.N.-M. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: The authors thank CONAHCYT for the Ph.D. scholarship (number 782714).

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Data Availability Statement: Not applicable.

Acknowledgments: The authors wish to especially thank the technicians and researchers from IMIPAS/CRIAP Guaymas for their valuable contributions to the development of multiple acoustic campaigns carried out over the recent decade. The opinions expressed in this publication are directly attributable to the authors and do not represent the opinions or policies of the Mexican institutions. Any use of trademarks, commercial products, or company names is for descriptive purposes only.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflicts of interest.

References

1. Dornan, T.; Fielding, S.; Saunders, R.A.; Genner, M.J. Large Mesopelagic Fish Biomass in the Southern Ocean Resolved by Acoustic Properties. *Proc. R. Soc. B* **2021**, *289*, 20211781. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
2. Stenevik, E.K.; Vølstad, J.H.; Høines, Å.; Aanes, S.; Óskarsson, G.J.; Jacobsen, J.A.; Tangen, Ø. Precision in Estimates of Density and Biomass of Norwegian Spring-Spawning Herring Based on Acoustic Surveys. *Mar. Biol. Res.* **2015**, *11*, 449–461. [[CrossRef](#)]
3. Wassermann, S.; Johnson, M.P. The Potential to Improve the Sustainability of Pelagic Fisheries in the Northeast Atlantic by Incorporating Individual Fish Behavior Into Acoustic Sampling. *Front. Mar. Sci.* **2020**, *7*, 357. [[CrossRef](#)]
4. David, V.; Mouget, A.; Perrot, Y.; Le Goff, L.; Thiriet, P.; Diogoul, N.; Feunteun, E.; Acou, A.; Brehmer, P. Insights from a Multibeam Echosounder to Survey Pelagic Fish Shoals and Their Spatio-Temporal Distribution in Ultra-Shallow Waters. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2022**, *264*, 107705. [[CrossRef](#)]
5. Domokos, R. On the Development of Acoustic Descriptors for Semi-Demersal Fish Identification to Support Monitoring Stocks. *ICES J. Mar. Sci.* **2021**, *78*, 1117–1130. [[CrossRef](#)]
6. Shao, H.; Kiyomoto, S.; Kadota, T.; Nakagawa, M.; Yamanaka, H.; Kawauchi, Y.; Minami, K.; Miyashita, K. Assessment of Spatio-Temporal Variations of Macroalgal Canopies and Fish Schools before and after Coastal Desertification Using Acoustic Methods. *Hydrobiologia* **2023**, *851*, 1891–1906. [[CrossRef](#)]
7. Lu, Z.; Mukai, T.; Fujimori, Y.; Lida, K. Estimating the Sampling Efficiencies of a Framed Midwater Trawl and Ring Net for Zooplankton Using an Acoustic Method Net for Zooplankton Using an Acoustic Method. *J. Mar. Sci. Technol.* **2021**, *29*, 3. [[CrossRef](#)]
8. Zhang, J.; Chen, Z.-Z.; Chen, G.-B.; Zhang, P.; Qiu, Y.-S.; Yao, Z. Hydroacoustic Studies on the Commercially Important Squid *Sthenoteuthis oualaniensis* in the South China Sea. *Fish. Res.* **2015**, *169*, 45–51. [[CrossRef](#)]
9. Yang, H.; Cheng, J.; Tang, T.; Chen, J.; Li, G. Acoustic Target Strength of Jellyfish, *Nemopilema nomurai*, Measured at Multi-Frequency and Multi-Orientation. *J. Appl. Ichthyol.* **2023**, *2023*, 6650863. [[CrossRef](#)]
10. Trenkel, V.M.; Handegard, N.O.; Weber, T.C. Observing the Ocean Interior in Support of Integrated Management. *ICES J. Mar. Sci.* **2016**, *73*, 1947–1954. [[CrossRef](#)]
11. Benoit-Bird, K.J.; Lawson, G.L. Ecological Insights from Pelagic Habitats Acquired Using Active Acoustic Techniques. *Annu. Rev. Mar. Sci.* **2016**, *8*, 463–490. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
12. Brown, C.J.; Smith, S.J.; Lawton, P.; Anderson, J.T. Benthic Habitat Mapping: A Review of Progress towards Improved Understanding of the Spatial Ecology of the Seafloor Using Acoustic Techniques. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2011**, *92*, 502–520. [[CrossRef](#)]
13. Fernandes, P.G.; Gerlotto, F.; Holliday, D.V.; Nakken, O.; Simmonds, E.J. Acoustic Applications in Fisheries Science: The ICES Contribution. *ICES Mar. Sci. Symposia* **2002**, *215*, 483–492. [[CrossRef](#)]
14. Alverson, D.L. *FAO Study Tour in USSR*; US Fish and Wildlife Service: Washington, DC, USA, 1967; Sep No. 805.
15. Bhupinder Singh, D.; Andrews, F. *A Literature Survey on the Subject of the Use of Acoustics in Fish Catching and Fish Study*; Institute of Ocean Engineering, School of Engineering and Architecture, The Catholic University of America: Washington, DC, USA, 1971.
16. Dragesund, O.; Midttun, L. Development of Acoustic Techniques in Norway for Fisheries Research and Commercial Fishing. *Proc. R. Soc. Edinb. Sect. B Biol.* **1972**, *73*, 429–435. [[CrossRef](#)]
17. Melcer-Zaiane, J.; García-Franco, W.; Mondragon-Corona, E.; Cota-Villavicencia, A. Estimación de Biomasa y Distribución de Peces Pelágicos Con Métodos Hidroacústicos En La Corriente de California Frente a La Costa Occidental de Baja California. In Proceedings of the Primer Simposium Nacional de Recursos Pesqueros Masivos de México, Ensenada, Mexico, 28–30 September 1976.

18. Cotero-Altamirano, C.E.; Green-Ruiz, Y. *Spawning Biomass of the Northern Anchovy (Engraulis mordax) in the Gulf of California during 1991*; CalCOFI Reo: La Jolla, CA, USA, 1997; Volume 38.
19. Diario Oficial de la Federación. *Acuerdo Mediante el Cual Se da a Conocer la Actualización de la Carta Nacional Pesquera*; Diario Oficial de la Federación: Cuauhtémoc, Mexico, 2021.
20. Korneliussen, R.J.; Heggelund, Y.; Macaulay, G.; Patel, D.; Johnsen, E.; Eliassen, I.K. Acoustic Identification of Marine Species Using a Feature Library. *Methods Oceanogr.* **2016**, *17*, 187–205. [[CrossRef](#)]
21. Knudsen, H.P. The Bergen Echo Integrator: An Introduction. *ICES J. Mar. Sci.* **1990**, *47*, 167–174. [[CrossRef](#)]
22. Perrot, Y.; Brehmer, P.; Habasque, J.; Roudaut, G.; Behagle, N.; Sarré, A.; Lebourges-Dhaussy, A. Matecho: An Open-Source Tool for Processing Fisheries Acoustics Data. *Acoust. Aust.* **2018**, *46*, 241–248. [[CrossRef](#)]
23. Ballón, M.; Bertrand, A.; Lebourges-Dhaussy, A.; Gutiérrez, M.; Ayón, P.; Grados, D.; Gerlotto, F. Is There Enough Zooplankton to Feed Forage Fish Populations off Peru? An Acoustic (Positive) Answer. *Prog. Oceanogr.* **2011**, *91*, 360–381. [[CrossRef](#)]
24. Ladroit, Y.; Escobar-Flores, P.C.; Schimel, A.C.G.; O'Driscoll, R.L. ESP3: An Open-Source Software for the Quantitative Processing of Hydro-Acoustic Data. *Software* **2020**, *12*, 100581. [[CrossRef](#)]
25. Johnsen, E.; Totland, A.; Skålevik, A.; Holmin, A.J.; Dingsør, G.E.; Fuglebakk, E.; Handegard, N.O. StoX: An Open Source Software for Marine Survey Analyses. *MEE* **2019**, *10*, 1523–1528. [[CrossRef](#)]
26. Villar, S.; Madirolas, A.; Cabreira, A.G.; Rozenfeld, A.; Acosta, G.G. ECOPAMPA: A New Tool for Automatic Fish Schools Detection and Assessment from Echo Data. *Heliyon* **2021**, *7*, e05906. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
27. Lee, W.-J.; Mayorga, E.; Setiawan, L.; Majeed, I.; Nguyen, K.; Staneva, V. Echotype: A Python Library for Interoperable and Scalable Processing of Water Column Sonar Data for Biological Information. *arXiv* **2021**, arXiv:2111.00187. [[CrossRef](#)]
28. ICES. *Working Group on Fisheries Acoustics, Science and Technology (WGFASST)*; Scientific Reports; ICES: Copenhagen, Denmark, 2020; Volume 2, p. 18. [[CrossRef](#)]
29. Wall, C.C.; Towler, R.; Anderson, C.; Cutter, R.; Jech, J.M. PyEcholab: An Open-Source, Python-Based Toolkit to Analyze Water-Column Echosounder Data. *J. Acoust. Soc. Am.* **2018**, *144*, 1778. [[CrossRef](#)]
30. R Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*; R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria, 2022.
31. Villalobos, H. *Echogram: Echogram Visualisation and Analysis*; R Package, Version 0.1.2; R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria, 2022. Available online: <https://CRAN.R-project.org/package=echogram> (accessed on 4 September 2024).
32. Weill, A.; Scalabrin, C.; Diner, N. MOVIES-B: An Acoustic Detection Description Software. Application to Shoal Species Classification. *Aquat. Living Resour.* **1993**, *6*, 255–267. [[CrossRef](#)]
33. Reid, D.G. Report on Echo Trace Classification. *ICES Coop. Res. Rep.* **2000**, *238*, 115. [[CrossRef](#)]
34. Korneliussen, R.J.; Ona, E.; Eliassen, I.; Heggelund, Y.; Patel, R.; Godø, O.R.; Giertsen, C.; Patel, D.; Nornes, E.; Bekkvik, T.; et al. The Large Scale Survey System—LSSS. In Proceedings of the 29th Scandinavian Symposium on Physical Acoustics, Ustaosetm, Norway, 29 January–1 February 2006.
35. Berger, L.; Durand, C.; Marchalot, C.; Diner, N. *Movies+ User Manual Version 4.3*; Ifremer: Plouzané, France, 2005.
36. Korneliussen, R.J. *Advances in Bergen Echo Integrator*; ICES Cooperative Report; ICES: Copenhagen, Denmark, 1993; p. 12.
37. Simmonds, E.J.; Williamson, N.J.; Gerlotto, F.; Aglen, A. *Acoustic Survey Design and Analysis Procedure: A Comprehensive Review of Current Practice*; ICES Cooperative Report; ICES: Copenhagen, Denmark, 1992; Volume 187.
38. Walline, P.D. Geostatistical Simulations of Eastern Bering Sea Walleye Pollock Spatial Distributions, to Estimate Sampling Precision. *ICES J. Mar. Sci.* **2007**, *64*, 559–569. [[CrossRef](#)]
39. Kimura, D.; Lemberg, N.A. Variability of Line Intercept Density Estimates (A Simulation Study of the Variance of Hydroacoustic Biomass Estimates). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **1981**, *38*, 1141–1152. [[CrossRef](#)]
40. Kimura, D.K.; Somerton, D.A. Review of Statistical Aspects of Survey Sampling for Marine Fisheries. *Rev. Fish. Sci.* **2007**, *14*, 245–283. [[CrossRef](#)]
41. López-Serrano, A.; Villalobos-Ortíz, H.; Nevárez-Martínez, M.O. A Probabilistic Procedure for Estimating an Optimal Echointegration Threshold Using the Expectation-Maximisation Algorithm. *Aquat. Living Resour.* **2018**, *31*, 12. [[CrossRef](#)]
42. Enciso-Enciso, C.; Nevárez-Martínez, M.O.; Sánchez-Cárdenas, R.; Salcido-Guevara, L.A.; Minte-Vera, C.; Marín-Enriquez, E.; Hernández-Rivas, M. Assessment and Management of the Temperate Stock of Pacific Sardine (*Sardinops sagax*) in the South of California Current System. *Reg. Stud. Mar. Sci.* **2023**, *62*, 102972. [[CrossRef](#)]
43. Rubio-Rodríguez, U.; Villalobos, H.; Nevárez-Martínez, M.O. Acoustic Observations of the Vertical Distribution and Latitudinal Range of Small Pelagic Fish Schools in the Midriff Islands Region, Gulf of California, Mexico. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* **2018**, *46*, 989–1000. [[CrossRef](#)]
44. Fréon, P.; Misund, O.A. *Dynamics of Pelagic Fish Distribution and Behaviour: Effects on Fisheries and Stock Assessment*; Fishing News Books, Blackwell Science Ltd.: Oxford, UK, 1999; p. 348.
45. Morales-Bojórquez, E.; Nevárez-Martínez, M.O.; García-Alberto, G.; Villalobos, H.; Aguirre-Villaseñor, H.; Larios-Castro, E.; González-Peláez, S.S.; Arizmendi-Rodríguez, D.I.; Martínez-Zavala, M.A. Interaction Between Marine Fauna and the Small Pelagic Fishery in the Coastal Environment of the Gulf of California, Mexico. *Front. Mar. Sci.* **2021**, *8*, 669176. [[CrossRef](#)]
46. Leonori, I.; Ticina, V.; Giannoulaki, M.; Hattab, T.; Iglesias, M.; Bonanno, A.; Costantini, I.; Canduci, G.; Machias, A.; Ventero, A.; et al. History of Hydroacoustic Surveys of Small Pelagic Fish Species in the European Mediterranean Sea. *Mediterr. Mar. Sci.* **2021**, *22*, 751–768. [[CrossRef](#)]

47. Salthaug, A.; Stenevik, K.E.; Vatnehol, S.; Anthonypillai, V.; Slotte, A. *Distribution and Abundance of Norwegian Springspawning Herring during the Spawning Season in 2021*; Survey Report; Institute of Marine Research: Bergen, Norway, 2021; ISSN 15036294.
48. Cutter, G.R.; Demer, D.A. *California Current Ecosystem Survey 2006 Acoustic Cruise Reports for NOAA FSV Oscar Dyson and NOAA FRV David Starr Jordan*; NOAA Technical Memo; NOAA-SWFSC-415: 98; U.S. Department of Commerce: Washington, DC, USA, 2008.
49. Demer, D.A.; Hewitt, R.P. Bias in Acoustic Biomass Estimates of *Euphausia superba* Due to Diel Vertical Migration. *Deep Sea Res. I Oceanogr. Res. Pap.* **1995**, *42*, 455–475. [[CrossRef](#)]
50. Doray, M.; Badts, V.; Masse, J.; Huret, M.; Doremus, G.; Ptetitgas, P. *Manual of Fisheries Survey Protocols 2014 PELGAS Surveys (PELAGIQUES GASCOGNE)*; RBE/EMH 2014-01; Ifremer: Plouzane, France, 2014. [[CrossRef](#)]
51. Ohshimo, S. Spatial Distribution and Biomass of Pelagic Fish in the East China Sea in Summer, Based on Acoustic Surveys from 1997 to 2001. *Fish. Sci.* **2004**, *70*, 389–400. [[CrossRef](#)]
52. Koslow, J. The Role of Acoustics in Ecosystem-Based Fishery Management. *ICES J. Mar. Sci.* **2009**, *66*, 966–973. [[CrossRef](#)]
53. Polovina, J.J. Model of a Coral Reef Ecosystem. *Coral Reefs* **1984**, *3*, 1–11. [[CrossRef](#)]
54. Pauly, D.; Christensen, C.V.; Walters, C.J. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as Tools for Evaluating Ecosystem Impact of Fisheries. *ICES J. Mar. Sci.* **2000**, *57*, 697–706. [[CrossRef](#)]
55. Krebs, J.C.; Danell, K. Terrestrial Trophic Dynamics in the Canadian Arctic. *Can. J. Zool.* **2003**, *81*, 827–843. [[CrossRef](#)]
56. Gascuel, D.; Pauly, D. EcoTroph: Modelling Marine Ecosystem Functioning and Impact of Fishing. *Ecol. Model.* **2009**, *220*, 2885–2898. [[CrossRef](#)]
57. Christensen, V.; Walters, C.; Pauly, D.; Forrest, R. *Ecopath with Ecosim Version 6: User Guide*; Fisheries Centre, University of British Columbia: Vancouver, BC, Canada; ICLARM: Penang, Malaysia, 2008; p. 130.
58. Rose, K.A.; Allen, J.I. End-To-End Models for the Analysis of Marine Ecosystems: Challenges, Issues, and Next Steps. *Mar. Coast. Fish.* **2010**, *2*, 115–130. [[CrossRef](#)]
59. Handegard, N.O.; Buisson, L.; Brehmer, P.; Chalmers, S.J.; de Robertis, A.; Huse, G.; Kloser, R.; Macaulay, G.; Maury, O.; Ressler, P.H.; et al. Towards an Acoustic-Based Coupled Observation and Modelling System for Monitoring and Predicting Ecosystem Dynamics of the Open Ocean. *Fish. Fish.* **2013**, *14*, 605–615. [[CrossRef](#)]
60. Del Monte-Luna, P.; Arreguín-Sánchez, F.; Lluch-Belda, D. Marine ecosystem analyses in the Gulf of Ulloa, Mexico: BAC meets Ecopath. In *INCOFISH Ecosystem Models: Transiting from Ecopath to Ecospace*; Le Quesne, W., Arreguín-Sánchez, F., Heymans, S., Eds.; Fisheries Centre Research Reports; University of British Columbia: Vancouver, BC, Canada, 2007; Volume 15, pp. 114–133.
61. Godø, O.R.; Handegard, N.O.; Browman, H.I.; Macaulay, G.; Kaartvedt, S.; Giske, J.; Ona, E.; Huse, G.; Johnsen, E. Marine Ecosystem Acoustics (MEA): Quantifying Processes in the Sea at the Spatio-Temporal Scales on Which They Occur. *ICES J. Mar. Sci.* **2014**, *71*, 2357–2369. [[CrossRef](#)]
62. Bertrand, A.; Josse, E.; Bach, P.; Dagorn, L. Acoustics for Ecosystem Research: Lessons and Perspectives from a Scientific Programme Focusing on Tuna-Environment Relationships. *Aquat. Living Resour.* **2003**, *16*, 197–203. [[CrossRef](#)]
63. Lazzari, M.A.; Tupper, B. Importance of Shallow Water Habitats for Demersal Fishes and Decapod Crustaceans in Penobscot Bay, Maine. *Environ. Biol. Fishes* **2002**, *63*, 57–66. [[CrossRef](#)]
64. Collings, W.; McConnaughey, R.A. Acoustic Classification of the Sea Floor to Address Essential Fish Habitat and Marine Protected Area Requirements. In *Proceedings of the Canadian Hydrographic Conference, Victoria, BC, Canada, 10–12 March 1998*; pp. 369–377.
65. Kloser, R.J.; Penrose, J.D.; Butler, A.J. Multi-Beam Backscatter Measurements Used to Infer Seabed Habitats. *Cont. Shelf Res.* **2010**, *30*, 1772–1782. [[CrossRef](#)]
66. Lamarche, G. Quantitative Characterization of Seafloor Substrate and Bedforms Using Advanced Processing of Multibeam Backscatter—Application to Cook Strait, New Zealand. *Cont. Shelf Res.* **2011**, *31*, S93–S109. [[CrossRef](#)]
67. Cutter, G.R.; Demer, D.A. Seabed Classification Using Surface Backscattering Strength versus Acoustic Frequency and Incidence Angle Measured with Vertical, Split-Beam Echosounders. *ICES J. Mar. Sci.* **2014**, *71*, 882–894. [[CrossRef](#)]
68. Siwabessy, J.W.; Tseng, Y.-T.; Gavrilov, A.N. Seabed Habitat Mapping in Coastal Waters Using a Normal Incident Acoustic Technique. In *Proceedings of the Acoustics, Gold Coast, Australia, 3–5 November 2004*.
69. Gastauer, S.; Scoulding, B.; Parsons, M. An Unsupervised Acoustic Description of Fish Schools and the Seabed in Three Fishing Regions within the Northern Demersal Scalefish Fishery (NDSF, Western Australia). *Acoust. Aust.* **2017**, *45*, 363–380. [[CrossRef](#)]
70. Pitcher, T.J.; Kalikoski, D.; Short, K.; Varkey, D.; Pramod, G. An Evaluation of Progress in Implementing Ecosystem-Based Management of Fisheries in 33 Countries. *Mar. Policy* **2009**, *33*, 223–232. [[CrossRef](#)]
71. Morales-Zarate, M.V.; Arreguín-Sánchez, F.; López-Martínez, J.; Lluch-Cota, S.E. Ecosystem Trophic Structure and Energy Flux in the Northern Gulf of California, México. *Ecol. Model.* **2004**, *174*, 331–345. [[CrossRef](#)]
72. Arreguín-Sánchez, F.; Arcos, E.; Chávez, E.A. Flows of Biomass and Structure in an Exploited Benthic Ecosystem in the Gulf of California, Mexico. *Ecol. Model.* **2002**, *156*, 167–183. [[CrossRef](#)]
73. Rosas-Luis, R.; Salinas-Zavala, C.A.; Koch, V.; Del Monte-Luna, P.; Morales-Zarate, M.V. Importance of Jumbo Squid *Dosidicus gigas* (Orbigny, 1835) in the Pelagic Ecosystem of the Central Gulf of California. *Ecol. Model.* **2008**, *218*, 149–161. [[CrossRef](#)]
74. Morales-Zarate, M.V.; Lopez-Ramírez, J.A.; Salinas-Zavala, C.A. Loggerhead Marine Turtle (*Caretta caretta*) Ecological Facts from a Trophic Relationship Model in a Hot Spot Fishery Area: Gulf of Ulloa, Mexico. *Ecol. Model.* **2021**, *439*, 109327. [[CrossRef](#)]

75. Gómez-Gutiérrez, J.; Robinson, C.J. Tidal Current Transport of Epibenthic Swarms of the Euphausiid *Nyctiphanes simplex* in a Shallow, Subtropical Bay on Baja California Peninsula, México. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* **2006**, *320*, 215–231. [[CrossRef](#)]
76. Robinson, C.J.; Anislado, V.; Ramos, P. Shoaling Fish and Red Crab Behaviour Related to Tidal Variations in Bahía Magdalena, México. *Deep Sea Res. II Top. Stud. Oceanogr.* **2004**, *51*, 767–783. [[CrossRef](#)]
77. Ursella, L.; Pensieri, S.; Pallás-Sanz, E.; Herzka, S.Z.; Bozzano, R.; Tenreiro, M.; Cardin, V.; Candela, J.; Sheinbaum, J. Diel, Lunar and Seasonal Vertical Migration in the Deep Western Gulf of Mexico Evidenced from a Long-Term Data Series of Acoustic Backscatter. *Prog. Oceanogr.* **2021**, *195*, 102562. [[CrossRef](#)]
78. Portner, E.J.; Benoit-Bird, K.J.; Hazen, E.L.; Waluk, C.M.; Robinson, C.J.; Gómez-Gutiérrez, J.; Gilly, W.F. Decline and Recovery of Pelagic Acoustic Backscatter Following El Niño Events in the Gulf of California, Mexico. *Prog. Oceanogr.* **2022**, *206*, 102823. [[CrossRef](#)]
79. Sarmiento-Lezcano, A.N.; Busquets-Vass, G.; Rubio-Rodríguez, U.; Pilar Olivar, M.; Peña, M.; Medina-Suárez, I.; González-Rodríguez, E.; Gómez-Gutiérrez, J.; Robinson, C.J.; Hernández-León, S. Active Flux Seasonality of the Small Dominant Migratory Crustaceans and Mesopelagic Fishes in the Gulf of California during June and October. *Prog. Oceanogr.* **2022**, *208*, 102894. [[CrossRef](#)]
80. Crain, C.M.; Halpern, B.S.; Beck, M.W.; Kappel, C.V. Understanding and Managing Human Threats to the Coastal Marine Environment. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* **2009**, *1162*, 39–62. [[CrossRef](#)]
81. Ortiz-Lozano, L.; Olivera-Vázquez, L.; Espejel, I. Legal Protection of Ecosystem Services Provided by Marine Protected Areas in Mexico. *Ocean Coast. Manag.* **2017**, *138*, 101–110. [[CrossRef](#)]
82. Rife, A.N.; Erisman, B.; Sanchez, A.; Aburto-Oropeza, O. When Good Intentions Are Not Enough... Insights on Networks of “Paper Park” Marine Protected Areas. *Conserv. Lett.* **2013**, *6*, 200–212. [[CrossRef](#)]
83. Aburto-Oropeza, O.; Erisman, B.; Galland, G.R.; Mascareñas-Osorio, I.; Sala, E.; Ezcurra, E. Large Recovery of Fish Biomass in a No-Take Marine Reserve. *PLoS ONE* **2011**, *6*, e23601. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
84. Kelleher, G.; Phillips, A. *Guidelines for Marine Protected Areas*; IUCN: Gland, Switzerland; Cambridge, UK, 1999; pp. 24–107.
85. Bloomfield, H.J.; Sweeting, C.; Mill, A.C.; Stead, S.M.; Polunin, N.V.C. No-Trawl Area Impacts: Perceptions, Compliance and Fish Abundances. *Environ. Conserv.* **2012**, *9*, 237–247. [[CrossRef](#)]
86. Hill, N.A.; Barrett, N.; Lawrence, E.; Hulls, J.; Dambacher, J.M.; Nichol, S.; Williams, A.; Hayes, K.R. Quantifying Fish Assemblages in Large, Offshore Marine Protected Areas: An Australian Case Study. *PLoS ONE* **2014**, *9*, e110831. [[CrossRef](#)]
87. Starr, R.M.; Wendt, D.E.; Barnes, C.L.; Marks, C.I.; Malone, D.; Waltz, G.; Schmidt, K.T.; Chiu, J.; Launer, A.L.; Hall, N.C.; et al. Variation in Responses of Fishes across Multiple Reserves within a Network of Marine Protected Areas in Temperate Waters. *PLoS ONE* **2015**, *10*, e0118502. [[CrossRef](#)]
88. Egerton, J.P.; Turner, J.; LeVay, L.; Mascareñas-Osorio, I.; Aburto-Oropeza, O. Hydroacoustics as a Tool to Examine the Effects of Marine Protected Areas and Habitat Type on Marine Fish Communities. *Sci. Rep.* **2018**, *8*, 47. [[CrossRef](#)]
89. Salvat, J.; Bez, N.; Habasque, J.; Lebourges-Dhaussy, A.; Lopes, C.; Roudaut, G.; Simier, M.; Travassos, P.; Vargas, G.; Bertrand, A. Comprehensive Spatial Distribution of Tropical Fish Assemblages from Multifrequency Acoustics and Video Fulfils the Island Mass Effect Framework. *Sci. Rep.* **2022**, *12*, 8787. [[CrossRef](#)]
90. Villalobos-Ortiz, H.; Zwolinski, J.P.; Godínez-Pérez, C.A.; González-Máynez, V.E.; Mayorga-Martínez, M.; Michaels, W.L.; Palacios-Higuera, M.S.; Rubio-Rodríguez, U.; Sarmiento-Lezcano, A.N.; Demer, D.A. A Practical Approach to Monitoring Marine Protected Areas. *Oceanography* **2021**, *4*, 32–43. [[CrossRef](#)]
91. Jones, D.R.; Wilson, C.D.; de Robertis, A.; Rooper, C.N.; Weber, T.; Butler, J.L. Evaluation of Rockfish Abundance in Untrawlable Habitat: Combining Acoustic and Complementary Sampling Tools. *Fish. Bull.* **2012**, *110*, 332–343.
92. Xie, X.; Zhang, H.; Wang, C.; Wu, J.; Wei, Q.; Du, H.; Li, J.; Ye, H. Are River Protected Areas Sufficient for Fish Conservation? Implications from Large-Scale Hydroacoustic Surveys in the Middle Reach of the Yangtze River. *BMC Ecol.* **2019**, *19*, 42. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
93. Mayorga-Martínez, M.; Bello-Pineda, J.; Perales-Valdivia, H.; Pérez-España, H.; Heyman, W. Characterizing Geomorphology of Mesophotic Coral Reef Ecosystems in the Southwestern Gulf of Mexico: Implications for Conservation and Management. *Front. Mar. Sci.* **2021**, *8*, 639359. [[CrossRef](#)]
94. Cisneros-Montemayor, A.M.; Vincent, A. Science, Society, and Flagship Species: Social and Political History as Keys to Conservation Outcomes in the Gulf of California. *Ecol. Soc.* **2016**, *21*, 9. [[CrossRef](#)]
95. de Anda Montañez, J.A.; García-de-León, F.J.; Zenteno-Savín, T.; Balart-Paez, E.; Méndez-Rodríguez, L.C.; Bocanegra-Castillo, N.; Martínez-Aguilar, S.; Campos-Dávila, L.; Román-Rodríguez, M.J.; Valenzuela-Quiñones, F.; et al. *Estado de Salud y Estatus de Conservación de La(s) Población(Es) de Totoaba (Totoaba macdonaldi) En El Golfo de California: Una Especie En Peligro de Extinción*; Proyecto No. HK050; Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. La Paz, Baja California Sur. Informe Final, SNIB-CONABIO: Tlalpan, México, 2013; p. 113.
96. Lynch, A.; Cooke, S.J.; Deines, A.M.; Bower, S.D.; Bunnell, D.B.; Cowx, I.G.; Nguyen, V.M.; Nohner, J.; Phouthavong, K.; Riley, B.; et al. The Social, Economic, and Environmental Importance of Inland Fish and Fisheries. *Environ. Rev.* **2016**, *24*, 115–121. [[CrossRef](#)]
97. Pollom, R.A.; Rose, G.A. A Global Review of the Spatial, Taxonomic, and Temporal Scope of Freshwater Fisheries Hydroacoustics Research. *Environ. Rev.* **2016**, *24*, 333–347. [[CrossRef](#)]

98. Linares, E.O.; Guillard, J.; Schneider, P.; Caballero-Caballero, P.I.; Gerlotto, F. Hydroacoustic Surveys as Contribution to the Study of Spawning Aggregations of Nassau Grouper (*Epinephelus striatus*) in the Yucatan. In Proceedings of the IEEE/OES Acoustics in Underwater Geosciences Symposium, Rio de Janeiro, Brazil, 24–26 July 2013; pp. 1–4. [\[CrossRef\]](#)
99. Rowell, T.J.; Demer, D.A.; Aburto-Oropeza, O.; Cota-Nieto, J.J.; Hyde, J.R.; Erisman, B.E. Estimating Fish Abundance at Spawning Aggregations from Courtship Sound Levels. *Sci. Rep.* **2017**, *7*, 3340. [\[CrossRef\]](#)
100. Lin, P.; Chen, L.; Gao, X.; Wang, C.; Gao, X.; Kang, M. Spatiotemporal Distribution and Species Composition of Fish Assemblages in the Transitional Zone of the Three Gorges Reservoir, China. *Water* **2020**, *12*, 3514. [\[CrossRef\]](#)
101. Simmonds, J.; MacLennan, D.N. *Fisheries Acoustics: Theory and Practice*, 2nd ed.; Blackwell Science Ltd.: New York, NY, USA, 2005; p. 472.
102. Love, R. Measurements of Fish Target Strength: A Review. *Fish. Bull.* **1971**, *69*, 703–715.
103. MacLennan, D.N. Acoustical Measurement of Fish Abundance. *J. Acoust. Soc. Am.* **1990**, *87*, 1–15. [\[CrossRef\]](#)
104. Ona, E. Physiological Factors Causing Natural Variations in Acoustic Target Strength of Fish. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* **1990**, *70*, 107–127. [\[CrossRef\]](#)
105. Foote, K.G. Averaging of Fish Target Strength Functions. *J. Acoust. Soc. Am.* **1980**, *67*, 504–515. [\[CrossRef\]](#)
106. Liu, J.; Setiazi, H.; Yuk, P.-S. Fisheries Hydroacoustic Assessment: A Bibliometric Analysis and Direction for Future Research towards a Blue Economy. *Reg. Stud. Mar. Sci.* **2023**, *60*, 102838. [\[CrossRef\]](#)
107. ICES. Report of the Workshop on Survey Design and Data Analysis (WKSAD). In Proceedings of the Workshop on Survey Design and Analysis [WKSAD], Sète, France, 9–13 May 2005.
108. Trenkel, V.M.; Berger, L.; Bourguignon, S.; Doray, M.; Fablet, R.; Massé, J.; Mazauric, V.; Poncelet, C.; Quemener, G.; Scalabrin, C.; et al. Overview of Recent Progress in Fisheries Acoustics Made by Ifremer with Examples from the Bay of Biscay. *Aquat. Living Resour.* **2009**, *22*, 433–445. [\[CrossRef\]](#)
109. Harley, S.J.; Myers, R.A.; Dunn, A. Is Catch-per-Unit-Effort Proportional to Abundance? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **2001**, *58*, 1760–1772. [\[CrossRef\]](#)
110. Martínez-Aguilar, S.; de Anda-Montañez, J.A.; Arreguín-Sánchez, F. Constant Harvest Rate for the Pacific Sardine (*Sardinops caeruleus*) Fishery in the Gulf of California Based on Catchability-at-Length Estimations. *Fish. Res.* **2009**, *99*, 74–82. [\[CrossRef\]](#)
111. Csirke, J. Small Schoaling Pelagic Fish Stocks. In *Fish Population Dynamics*, 2nd ed.; Gulland, J.A., Ed.; John Wiley: London, UK, 1988; pp. 271–302.
112. Arreguín-Sánchez, F. Catchability: A Key Parameter for Fish Stock Assessment. *Rev. Fish Biol. Fish.* **1996**, *6*, 221–242. [\[CrossRef\]](#)
113. Hilborn, R.; Walters, C.J. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*; Chapman and Hall: Boston, MA, USA, 1992; p. 470. [\[CrossRef\]](#)
114. Methot, R.D., Jr. Synthesis Model: An Adaptable Framework for Analysis of Diverse Stock Assessment Data. *Bull. Int. North Pac. Fish. Comm.* **1990**, *50*, 259–277.
115. Fournier, D.; Archibald, C.P. A General Theory for Analyzing Catch at Age Data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **1982**, *39*, 1195–1207. [\[CrossRef\]](#)
116. Polacheck, T.; Hilborn, R.; Punt, A. Fitting Surplus Production Models: Comparing Methods and Measuring Uncertainty. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **1993**, *50*, 2597–2607. [\[CrossRef\]](#)
117. MacLennan, D.N.; Fernandes, P.G.; Dalen, J. A Consistent Approach to Definitions and Symbols in Fisheries Acoustics. *ICES J. Mar. Sci.* **2002**, *59*, 365–369. [\[CrossRef\]](#)
118. Haddon, M. *Modelling and Quantitative Methods in Fisheries*, 2nd ed.; Chapman and Hall: Boston, MA, USA; CRC: Boca Raton, FL, USA, 2011.
119. Petitgas, P. Geostatistics in Fisheries Survey Design and Stock Assessment: Models, Variances and Applications. *Fish Fish.* **2001**, *2*, 231–249. [\[CrossRef\]](#)
120. Mello, L.G.S.; Rose, G.A. Using Geostatistics to Quantify Seasonal Distribution and Aggregation Patterns of Fishes: An Example of Atlantic Cod (*Gadus morhua*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **2005**, *62*, 659–670. [\[CrossRef\]](#)
121. Pennington, M. Some Statistical Techniques for Estimating Abundance Indices from Trawl Surveys. *Fish. Bull.* **1986**, *84*, 519–525.
122. Syrjala, S.E. Critique on the Use of the Delta Distribution for the Analysis of Trawl Survey Data. *ICES J. Mar. Sci.* **2020**, *57*, 831–842. [\[CrossRef\]](#)
123. Jolly, G.; Hampton, I. A Stratified Random Transect Design for Acoustic Surveys of Fish Stock. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **1990**, *47*, 1282–1291. [\[CrossRef\]](#)
124. Lo, N. Biomass and Reproduction of Pacific Sardine (*Sardinops sagax*) off the Pacific Northwestern United States, 2003–2005. *Fish. Bull.* **2010**, *108*, 174–192.
125. Lo, N.G.-H.; Hunter, J.R.; Moser, H.G.; Smith, P.E. A Daily Fecundity Reduction Method of Biomass Estimation with Application to Dover Sole *Microstomus pacificus*. *Bull. Mar. Sci.* **1993**, *53*, 842–863.
126. Lo, N.G.-H.; Green-Ruiz, Y.A.; Cervantes, M.J. Egg Production and Spawning Biomass of Pacific Sardine (*Sardinops sagax*) in 1994, Determined by the Daily Egg Production Method. *Calif. Coop. Ocean Fish. Investig. Rep.* **1996**, *37*, 160–174.
127. Jacobson, L.; Konno, E.S.; Pertierra, J.P. Status of Pacific Mackerel and Trends in Biomass, 1978–1993. *Calif. Coop. Ocean Fish. Investig. Rep.* **1994**, *35*, 36–39.
128. Conser, R.J.; Kevin, T.H.; Crone, P.R.; Lo, N.G.-H.; Berger, D. *Stock Assessment of Pacific Sardine with Management Recommendations for 2003 Executive Summary*; Pacific Fishery Management Council: Portland, OR, USA, 2002.

129. Jacobson, L.; Lo, N.G.-H.; Barnes, J. A Biomass-Based Assessment Model for Northern Anchovy, *Engraulis mordax*. *Fish. Bull.* **1994**, *92*, 711–724.
130. Green-Ruiz, Y.A.; Coterio-Altamirano, C.E. Spawning Biomass of the Northern Anchovy (*Engraulis Mordax*) in the Gulf of California during 1992. *Cienc. Pesq.* **2009**, *17*, 27–96.
131. Nevárez-Martínez, M.O.; Morales-Bojórquez, E.; De Los Angeles Martínez-Zavala, M.; Villalobos-Ortíz, H.; Luquin-Covarrubias, M.; González-Máynez, V.E.; López-Martínez, J.; Santos-Molina, J.P.; Ornelas-Vargas, A.; Delgado-Vnces, F. An Integrated Catch-at-Age Model for Analyzing the Variability in Biomass of Pacific Sardine (*Sardinops sagax*) from the Gulf of California, Mexico. *Front. Mar. Sci.* **2023**, *10*, 940083. [[CrossRef](#)]
132. Lawson, G.L.; Rose, G.A. The Importance of Detectability to Acoustic Surveys of Semi-Demersal Fish. *ICES J. Mar. Sci.* **1999**, *56*, 370–380. [[CrossRef](#)]
133. Legault, C.; Restrepo, V.R. A Flexible Forward Age-Structured Assessment Program. *ICCAT. Col. Vol. Sci. Pap.* **1998**, *49*, 246–253.
134. Bull, B.; Francis, R.; Dunn, A. *CASAL (C++ Algorithmic Stock Assessment Laboratory) CASAL User Manual v2.30-2012/03/21*; NIWA Technical Report; NIWA: Auckland, New Zealand, 2012; p. 135.
135. Methot, R.D., Jr.; Wetzel, C.R. Stock Synthesis: A Biological and Statistical Framework for Fish Stock Assessment and Fishery Management. *Fish. Res.* **2013**, *142*, 86–99. [[CrossRef](#)]
136. Anon. Assessment Model for Alaska Description of GUI and Instructions. 2015. Available online: <https://github.com/NMFS-toolbox/AMAK/blob/master/docs/AMAK%20Documentation.pdf> (accessed on 4 September 2024).
137. Cope, J. Implementing a Statistical Catch-at-Age Model (Stock Synthesis) as a Tool for Deriving Overfishing Limits in Data-Limited Situations. *Fish. Res.* **2013**, *142*, 3–14. [[CrossRef](#)]
138. Cope, J.; MacCall, A.; Monk, M. *Data-Moderate Stock Assessments for Brown, China, Copper, Sharpchin, Stripetail, and Yellowtail Rockfishes and English and Rex Soles in 2013*; Pacific Fishery Management Council: Portland, OR, USA, 2015; Volume 97220, p. 298.
139. Wetzel, C.R.; Punt, A.E. Performance of a Fisheries Catch-at-Age Model (Stock Synthesis) in Datalimited Situations. *Mar. Freshw. Res.* **2011**, *62*, 927–936. [[CrossRef](#)]
140. Stock, B.C.; Miller, T.J. The Woods Hole Assessment Model (WHAM): A General State-Space Assessment Framework That Incorporates Time- and Age-Varying Processes via Random Effects and Links to Environmental Covariates. *Fish. Res.* **2021**, *240*, 105967. [[CrossRef](#)]
141. Fournier, D.; Hampton, J.; Sibert, J.R. MULTIFAN-CL: A Length-Based, Age-Structured Model for Fisheries Stock Assessment, with Application to South Pacific Albacore, *Thunnus Alalunga*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **1998**, *55*, 2105–2116. [[CrossRef](#)]
142. Benoit-Bird, K.J.; Welch, T.P.; Waluk, C.M.; Barth, J.A.; Wangen, I.; McGill, P.; Okuda, C.; Hollinger, G.A.; Sato, M.; McCammon, S. Equipping an Underwater Glider with a New Echosounder to Explore Ocean Ecosystems. *Limnol. Oceanogr. Methods* **2018**, *16*, 734–749. [[CrossRef](#)]
143. Goulon, C.; Le Meaux, O.; Vincent-Falquet, R.; Guillard, J. Hydroacoustic Autonomous Boat for Remote Fish Detection in Lake (HARLE), an Unmanned Autonomous Surface Vehicle to Monitor Fish Populations in Lakes. *Limnol. Oceanogr. Methods* **2021**, *19*, 280–292. [[CrossRef](#)]
144. Eriksen, E.; Gjøsæter, H.; Prozorkevich, D.; Shamray, E.; Dolgov, A.; Skern-Mauritzen, M.; Stiansen, J.E.; Kovalev, Y.; Sunnana, K. From Single Species Surveys towards Monitoring of the Barents Sea Ecosystem. *Prog. Oceanogr.* **2018**, *166*, 4–14. [[CrossRef](#)]
145. Izquierdo-Peña, V.; Lluch-Cota, S.E.; Chavez, F.P.; Lluch-Belda, D.; Morales-Bojórquez, E.; Ponce-Díaz, G. Is There a Future in the Sustainability Certification of Sardine and Anchovy Fisheries? *Fisheries* **2020**, *45*, 554–560. [[CrossRef](#)]
146. Diario Oficial de La Federación. *Plan de Manejo Pesquero Para La Pesquería de Pelágicos Menores (Sardina, Anchovetas, Macarela y Afines) Del Noroeste de México*; Diario Oficial de La Federación: Cuauhtémoc, Mexico, 2012.
147. Diario Oficial de La Federación. *NORMA Oficial Mexicana NOM-003-SAG/PESC-2018*; Diario Oficial de La Federación: Cuauhtémoc, México, 2019.
148. Chu, D.; Parker-Stetter, S.; Hufnagle, L., Jr.; Thomas, R.; Getsiv-Clemons, J.; Gauthier, S.; Stanley, C. 2018 Unmanned Surface Vehicle (Saildrone) Acoustic Survey off the West Coasts of the United States and Canada. In Proceedings of the OCEANS 2019 MTS/IEEE, Seattle, WA, USA, 27–31 October 2019. [[CrossRef](#)]
149. de Robertis, A.; Lawrence-Slavas, N.; Jenkins, R.; Wangen, I.; Mordy, C.W.; Meinig, C.; Levine, M.; Peacock, D.; Tabisola, H. Long-Term Measurements of Fish Backscatter from Saildrone Unmanned Surface Vehicles and Comparison with Observations from a Noise-Reduced Research Vessel. *ICES J. Mar. Sci.* **2019**, *76*, 2459–2470. [[CrossRef](#)]

Disclaimer/Publisher’s Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

Anexo C.-Artículo sometido.-A multifrequency method for classifying acoustic data of four species of small pelagic fish in the Gulf of California, Mexico.

Submission Confirmation

1 mensaje

Egyptian Journal of Aquatic Research <em@editorialmanager.com>

14 de mayo de 2026 a las
13:50

Responder a: Egyptian Journal of Aquatic Research <noreply_emsupport@elsevier.com>

Para: Violeta Estefania González-Máynez <bios.maynez@gmail.com>

Dear Ms Violeta Estefania González-Máynez,

We have received your article "A multifrequency method for classifying acoustic data of four species of small pelagic fish in the Gulf of California, Mexico." for consideration for publication in The Egyptian Journal of Aquatic Research.

Your manuscript will be given a reference number once an editor has been assigned.

To track the status of your paper, please do the following:

1. Go to this URL: <https://www.editorialmanager.com/ejar/>

2. Enter these login details:

Your username is: Violeta Estefania Gonzalez Maynez

If you need to retrieve password details, please go to: <https://www.editorialmanager.com/ejar/l.asp?i=143928&I=WLRKUNKU>

3. Click [Author Login]

This takes you to the Author Main Menu.

4. Click [Submissions Being Processed]

Thank you for submitting your work to this journal.

Kind regards,

Editorial Manager

The Egyptian Journal of Aquatic Research

Please note that the editorial process varies considerably from journal to journal. For more information about the submission-to-publication lifecycle, click here: http://help.elsevier.com/app/answers/detail/p/7923/a_id/160

For further assistance, please visit our customer support site at <http://help.elsevier.com/app/answers/list/p/7923>. Here you can search for solutions on a range of topics, find answers to frequently asked questions and learn more about EM via interactive tutorials. You will also find our 24/7 support contact details should you need any further assistance from one of our customer support representatives.

At Elsevier, we want to help all our authors to stay safe when publishing. Please be aware of fraudulent messages requesting money in return for the publication of your paper. If you are publishing open access with Elsevier, bear in mind that we will never request payment before the paper has been accepted. We have prepared some guidelines (<https://www.elsevier.com/connect/authors-update/seven-top-tips-on-stopping-apc-scams>) that you may find helpful, including a short video on Identifying fake acceptance letters (<https://www.youtube.com/watch?v=o5l8thD9XtE>). Please remember that you can contact Elsevier's Researcher Support team (<https://service.elsevier.com/app/home/supporthub/publishing/>) at any time if you have questions about your manuscript, and you can log into Editorial Manager to check the status of your manuscript (https://service.elsevier.com/app/answers/detail/a_id/29155/c/10530/supporthub/publishing/kw/status/).

#AU_EJAR#

To ensure this email reaches the intended recipient, please do not delete the above code

In compliance with data protection regulations, you may request that we remove your personal registration details at any time. (Use the following URL: <https://www.editorialmanager.com/ejar/login.asp?a=r>). Please contact the publication office if you have any questions.

A multifrequency method for classifying acoustic data of four species of small pelagic fish in the Gulf of California, Mexico.

V. E. González-Máynez^a, E. Morales- Bojórquez^a

^a*Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Baja California, Mexico*

CONTACT V. E. González-Máynez. bios.maynez@gmail.com Northwest Biological Research Center, Av. Instituto Politécnico Nacional 195, Playa Palo de Santa Rita Sur; La Paz, B.C.S. México

CONTACT: E. Morales- Bojórquez. emorales@cibnor.mx Northwest Biological Research Center, Av. Instituto Politécnico Nacional 195, Playa Palo de Santa Rita Sur; La Paz, B.C.S. México

<https://orcid.org/0000-0001-7895-1269>

<http://orcid.org/0000-0001-6705-1636>

ABSTRACT

In Mexico, small pelagic fish sustain one of the country's most important marine fisheries. This fishery is concentrated in northwestern Mexico, particularly in the Gulf of California, where annual stock assessments are conducted using acoustic methods. To prevent low-density targets from contributing to biomass estimates, empirical thresholds are commonly applied to exclude ambient noise, air bubbles, and plankton. However, this approach may also remove portions of the resource when fish aggregations occur near or below the selected threshold. To improve school classification during acoustic assessments of small pelagic fish in the Gulf of California, two filters were developed using single-species samples in which at least 90% of the catch corresponded to one of the following species: Northern anchovy (*Engraulis mordax*), Pacific sardine (*Sardinops sagax*), Pacific chub mackerel (*Scomber japonicus*), and Atlantic thread herring (*Oligoplites refulgens*). The filters effectively improved the spatial separation of fish schools while excluding low-density backscatter values. Better performance was observed for *E. mordax*, *S. sagax*, and *O. refulgens*, whereas results for *S. japonicus* were more limited. Incorporating these thresholds into a standardized processing protocol could improve the efficiency of acoustic analyses for small pelagic fish surveys in the Gulf of California by enabling continuous sampling across large volumes of water.

Keywords: pelagic fisheries, Gulf of California, Multi-frequency acoustics, school classification

INTRODUCCION

Small pelagic fish support some of the most important marine fisheries worldwide. According to FAO (2014), from both economic and social perspectives, small pelagics represent a major source of protein, income, and employment, contributing approximately 25% of global catches. They provide benefits through the production of fishmeal and industrial oil, their use as feed for farmed marine carnivores, and direct human consumption either as food or processed dietary supplements (Barange *et al.*, 2014). In Mexico, these species account for between 30% and 50% of annual national catches, making them the most important fishery resource in the country in recent decades (DOF, 2022).

Most of the catches from this fishery are obtained in the Gulf of California. Although the target species is the Pacific sardine (*Sardinops sagax*), the fishery is considered multispecific, as it also includes the thread herring complex (*Opisthonema libertate*, *Opisthonema bulleri*, *Opisthonema medirastre*), northern anchovy (*Engraulis mordax*), chub mackerel (*Scomber japonicus*), and, to a lesser extent, round herring (*Etrumeus teres*), Pacific anchoveta (*Cetengraulis mysticetus*), leatherjacket (*Oligoplites refulgens*), and jack mackerel (*Trachurus symmetricus*) (Izquierdo-Peña *et al.*, 2020). Beyond their fisheries importance, these organisms play a fundamental ecological role, as they constitute a key food resource for numerous higher predators, including large pelagic fish, demersal fish, seabirds, and marine mammals (Cury & Bakun, 2000). Their intermediate trophic position makes them essential components of ecosystem energy flow, acting as an energy bridge between plankton and higher-level predators, including marine megafauna (Cury & Bakun, 2000; Fréon *et al.*, 2009). Therefore, understanding the population size of small pelagics is critical for the successful implementation of fisheries management strategies aimed at sustainable exploitation, a particularly relevant issue for Mexico.

Currently, scientific echosounders are widely used for assessing and estimating biomass of various resources, establishing themselves as the best available tool for the simultaneous collection of qualitative and quantitative data on both biotic and even abiotic components

(Bertrand et al., 2014; Benoit-Bird & Lawson, 2016). However, the ability to acoustically discriminate among taxa remains limited and performs better in temperate systems with relatively low diversity, characterized by a few well-defined and acoustically distinguishable groups (Koslow, 2009), in contrast to highly diverse tropical ecosystems, where fish co-occur in similar areas, and their echotraces are difficult to distinguish (Salvetat et al., 2022). In such cases, total acoustic backscatter may correspond to the sum of echoes from different species composing the aggregation, making classification a challenge.

To address these limitations, a wide range of approaches has been developed based on differences in volume backscattering strength ($\Delta MVBS$) across multiple frequencies (i.e., relative frequency response) to improve acoustic species identification (Madureira et al., 1993; Murase et al., 2009; Lavery et al., 2010; Ballón et al., 2011; Salvat et al., 2022). The use of multifrequency tools assumes that fish size may provide sufficient information for species discrimination, as each species would exhibit its own frequency response distribution due to its target strength (Simmonds & MacLennan, 2005). It is possible that a mixed aggregation containing a small proportion of fish with swim bladders may dominate backscatter at 38 kHz, even if they do not dominate in biomass or numerical density (McClatchie & Coombs, 2005).

To discriminate among different types of acoustic scatterers, such as pelagic fish schools and gelatinous organisms, including plankton, an approach was developed based on the analysis of monospecific acoustic samples from four small pelagic species: northern anchovy (*Engraulis mordax*), Pacific sardine (*Sardinops sagax*), chub mackerel (*Scomber japonicus*), and leatherjacket (*Oligoplites refulgens*). From these samples, a spatial filter based on the standard deviation of monospecific schools relative to their surrounding environment was implemented, and in parallel, a bi-frequency classification method was developed to improve acoustic identification of these species. Both approaches were calibrated based on acoustic properties derived from biological samples collected between 2014 and 2024 using trawl nets, within the framework of acoustic surveys of small pelagic fish conducted in the Gulf of California by the Centro Regional de Investigación Pesquera–Guaymas. The performance of the methods was evaluated by applying them to a full acoustic survey conducted in 2024 in the same region.

MATERIALS AND METHODS

The data used to develop the filters were collected during six small pelagic research surveys conducted in the Gulf of California, Mexico, in 2013, 2016, 2017, 2018, 2021, and 2024. These surveys were carried out by the Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables (IMIPAS) around the new moon period in May (Martínez-Zavala et al., 2010), with each campaign lasting between 22 and 26 days. The survey design was consistent across years and consisted of systematic parallel or zigzag transects along both margins of the Gulf of California. Transects followed the 200 m isobath and were spaced 10 nautical miles apart (Figure 1).

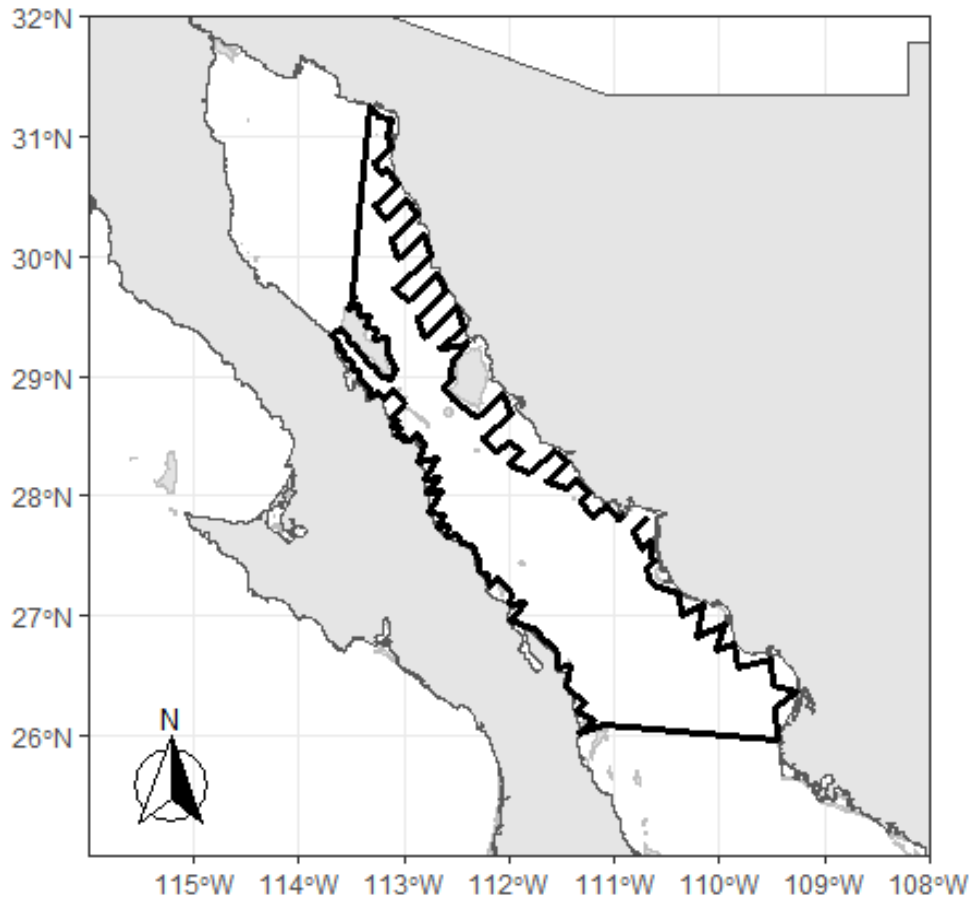


Figure 1. Survey track followed by the research vessel *BIP XI* during the spring acoustic surveys of small pelagic species in the Gulf of California.

Fishing

Verification fishing hauls were conducted using a midwater trawl net measuring 33.56 m in length, with a mouth opening of 30 m. Trawling was performed at a speed of 3 knots and standardized to a duration of 30 minutes. Once an aggregation was detected, the vessel continued along track until completing one elementary sampling unit (ESU; 1 nautical mile). The vessel then reversed course to initiate the fishing operation in the direction opposite to the survey track. Verification hauls were conducted based on the following criteria: (1) the observation of multiple aggregations over several nautical miles, (2) abrupt changes in the characteristics of aggregations previously recorded in the water column, and (3) the presence of atypical aggregations in the area. After each haul was completed and the net was retrieved, the vessel returned to the point of interruption to resume the acoustic survey.

Biological data

In the case of a mixed catch, the trawl catch was separated by species, and the total weight of each species was recorded. In the sampling, fish lengths were rounded to within a 5 mm interval until the frequency distribution of length could be distinguished or the catch was exhausted. In biological sampling, five representative organisms were taken from each interval to obtain data on weight in grams, sex, gonadal maturity stage, and fat content, from which the average standard length (SL) and average weight were determined.

Acoustic data

The surveys were conducted aboard the research vessel "BIP XI" from 18:00 to 06:00 h on the following day. The vessel was equipped with a hull-mounted Simrad EK60 scientific echosounder operating at 38 and 120 kHz, with transducer beam angles of 12° and 7°, respectively. The systems were calibrated periodically throughout the study period (2014–2024) using a 38.1 mm diameter tungsten carbide sphere, following the standard procedures described by Simmonds and MacLennan (2005). Survey navigation speed was maintained at 8 knots (kn). The ping rate varied according to bottom depth as follows: <50 m = 0.25 s; 50–100 m = 0.5 s; 100–150 m = 0.75 s; 150–200 m = 1 s; and >200 m = 2 s. The pulse duration was 512 μs, and the transmission power

was 1000 W at 38 kHz and 250 W at 120 kHz. Volume backscatter data were transferred via Ethernet to a personal computer and processed using Echoview version 15 software developed by SonarData Pty Ltd. (Hobart, Tasmania). Data within 5 m of the surface and 5 m above the seafloor were excluded from the analyses to avoid interference from the transmission pulse and reduce backscatter caused by surface bubbles. Bottom detection was visually inspected and manually corrected when necessary. Unwanted signals originating from mechanical and electrical sources, electronic spikes, and other types of acoustic noise identified during fieldwork were removed from the echograms following the methodology described by Ryan et al., (2015) for transient noise, attenuated signals, and impulsive noise. Background noise was removed using the algorithm proposed by De Robertis & Higginbottom (2007), employing the noise-removal operators available in the Echoview software.

Samples for filters.

For the selection of single-species schools, 282 aggregations that prompted a fishing haul were reviewed. These aggregations were observed during the survey at a typical speed of 7 knots. Sixty cases were identified in which the species composition was dominated by a single species in at least 95% of the catch. These were distributed as follows: 13 schools of anchovy (*Engraulis mordax*), 24 schools of Monterey sardine (*Sardinops sagax*), 12 schools of mackerel (*Scomber japonicus*), and 11 schools of pineapple sardine (*Oligoplites refulgens*). The size distribution of the four species was taken from biological samples taken on board the vessel after the fishing haul was completed (Figure 2).

At both frequencies, the starting range, ping time, and geometry between pings were standardized. Fish schools were manually delineated using the polygon tool available in Echoview. Volume backscattering strength S_v values were exported in .csv format and analyzed in RStudio for each species.

The spatial filter based on standard deviation (SD) was designed to discriminate fish schools while minimizing overlap with other species. A smoothing configuration of 11 samples \times 3 pings was applied, and the standard deviation was calculated from linearized dB values; the resulting values were subsequently transformed back to logarithmic dB units.

The processed values were imported into RStudio, where histograms were generated by species and size class to determine a threshold value (dB) that would enable spatial discrimination of the species considered in this study. Using representative and classified values for *Engraulis mordax*, *Sardinops sagax*, *Scomber japonicus*, and *Oligoplites refulgens*, a mask was created that incorporates the standard deviation filter (Figure 3).

Using these "new echograms," a bi-frequency filter was developed. The values were subtracted as $\Delta\text{MVBS (dB)} = \text{MVBS (dB) 120 kHz} - \text{MVBS (dB) 38 kHz}$ and simultaneously added as $+\text{MVBS (dB)} = \text{MVBS (dB) 120 kHz} + \text{MVBS (dB) 38 kHz}$. These metrics improved the discrimination between echoes originating from fish aggregations and those produced by other dispersers (Ballón et al., 2011; Madureira et al., 1993) (Figure 4). Using these values, heat maps containing 95% of the relative biomass were generated, and two-dimensional threshold values (ΔMVBS and $+\text{MVBS}$) was determined that contained each of the species separately and all four species simultaneously. For the application of both filters, a Boolean mask (true for values above the threshold) was used to extract pelagic fish data from other dispersions and create echograms of "small pelagics" at each frequency (Figure 3).

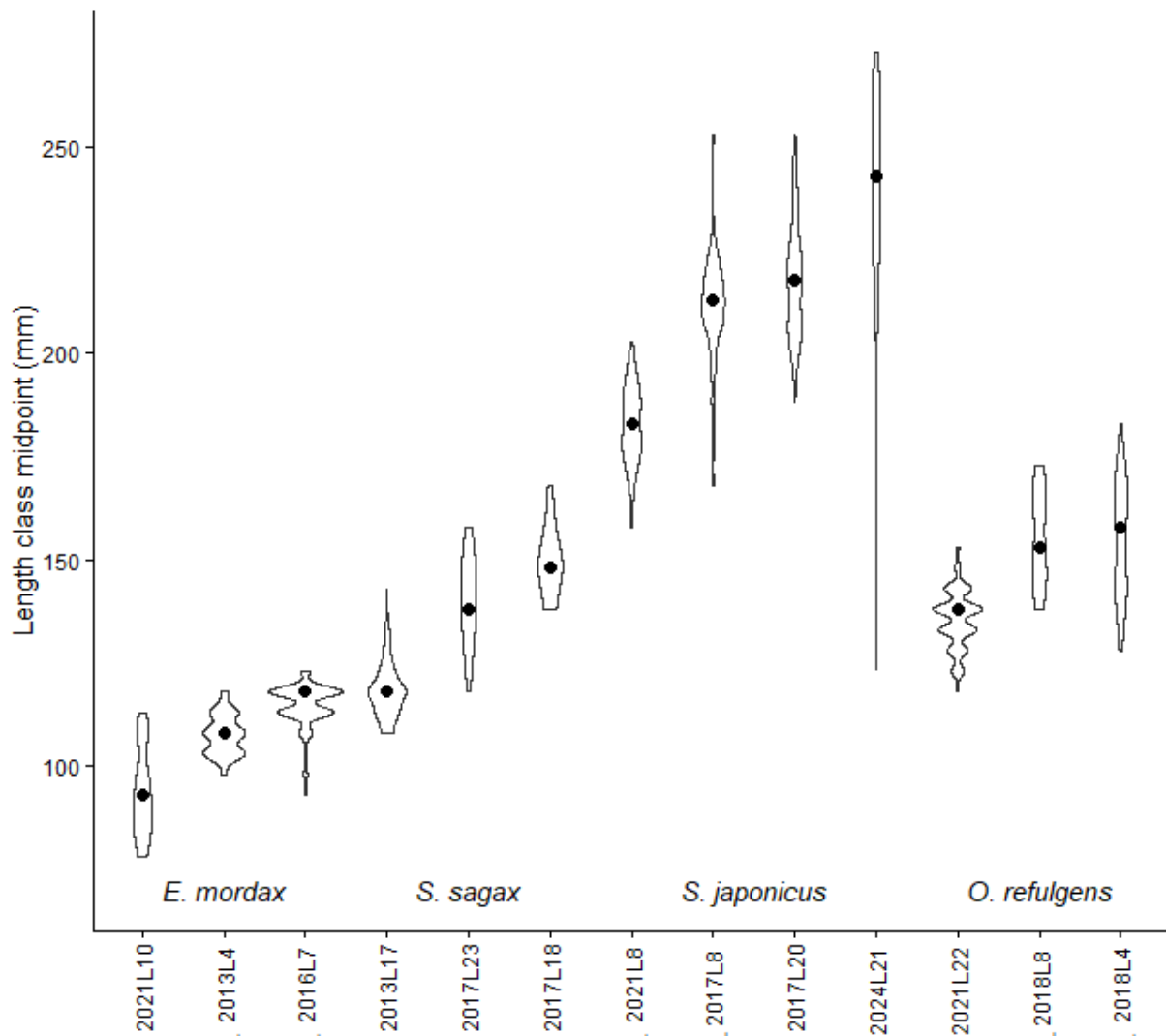


Figure 2. Size distribution of the catch in the identification fishing hauls of the species *Engraulis mordax*, *Sardinops sagax*, *Scomber japonicus* and *Oligoplites refulgens*. The mean value is represented by the black dot.

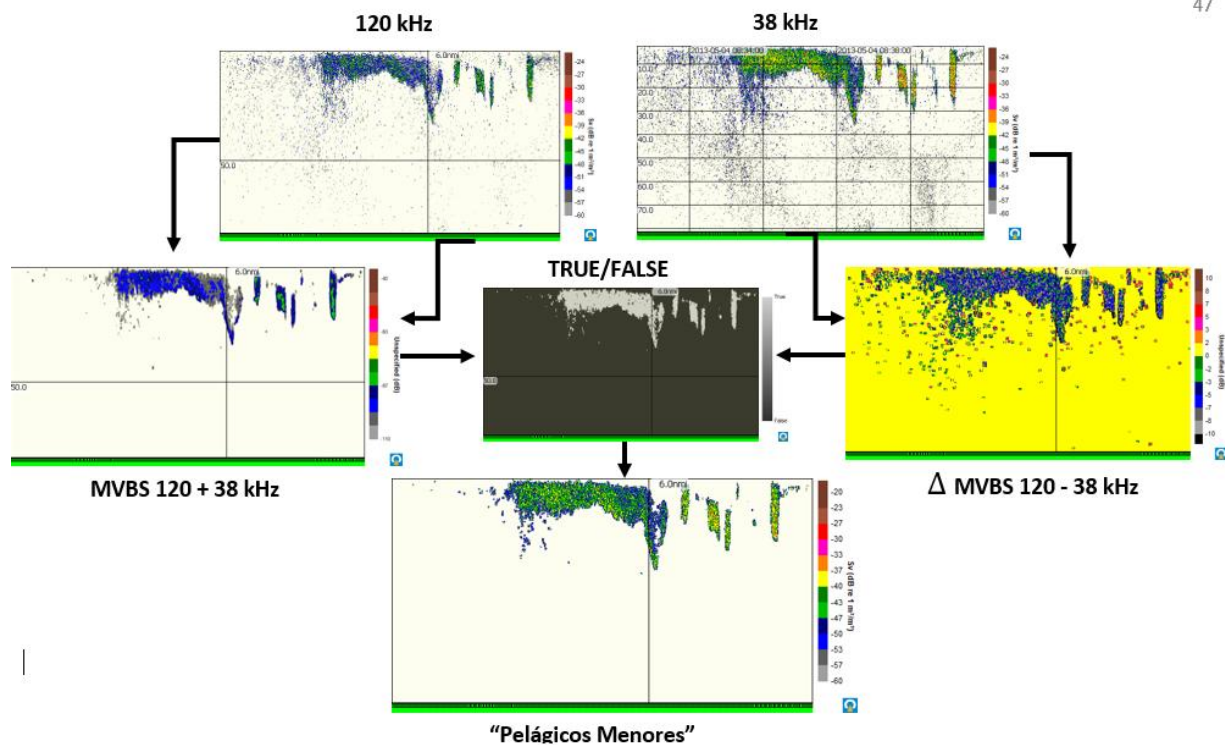


Figure 4. Example illustrating the construction and performance of the bifrequency algorithm for *Engraulis mordax*. Row 1 shows the echograms [S_v , dB re 1 m^{-1}] at both frequencies (120 and 38 kHz). Row 2 presents the construction of the echograms based on the sum and difference between frequencies, along with the boolean mask representing true and false values for both filter. Row 3 shows the final echogram after application of the bifrequency filter.

RESULTS

Standard Deviation

There is significant variability in the distribution of SD values within the same species and among the four sampled species. For *Engraulis mordax*, 50% of the SD values were distributed between -51 and -55 dB; by fishing cast, the distribution was between -55.45 dB and -52.88 dB (2021-L10), between -49.05 dB and -46.51 dB (2013-L4), and between -49.05 dB and -46.51 dB (2016-L7). In *Sardinops sagax*, 50% of the values were distributed between -40 dB and 49 dB; For fishing hauls, the distribution is between -46.7 and -40.09 dB (2013-L17), between -44.45 and -39 dB (2017-L23), and between -48.74 and -42.65 dB (2018-L18). In the species *Scomber japonicus*, 50% of the values fall within a distribution ranging from -55 to -31 dB; for fishing hauls, the distribution is between -46.7 dB and -35.8 dB (2021-L8), between -55.69 dB and -37.56 dB (2017-L8), and between -54.8 dB and -41.67 dB (2017-L20). In *Oligoplites refulgens*, 50% of the values fall within a distribution ranging from -58 dB to -45 dB; For fishing, the distribution was between -53.63 dB and -45.81 dB (2018-L8), and between -57.99 dB and -44.97 dB (2021-L22) (Figure 5).

In the species *Scomber japonicus* and *Oligoplites refulgens*, the observed variability is greater than in the species *Engraulis mordax* and *Sardinops sagax*. The values for the four species have an interquartile range from -53.79 to -41.79 dB and a mean of -47.91 dB. Different threshold values were required to spatially separate schools of each of the species considered in this study. Considering the 25th percentile, at a minimum, for *Engraulis mordax*, the threshold separating this species is -58 dB. However, for *Sardinops sagax*, the value is higher, around -50 dB. For *Scomber japonicus*, it is -57 dB, and for *Oligoplites refulgens*, -59 dB. The variability present in the values for all species is wide, and therefore, the level of overlap of the values presented here is also high. The performance of the SD filter was tested with threshold values between -50 and -60 dB. In the species *S. sagax*, threshold values of -55 dB were sufficient to spatially recover all the schools, but that value was insufficient for the species *Engraulis mordax* and *Scomber japonicus*, which needed a lower threshold to incorporate all the school values; the threshold that performed best was -60 dB, which spatially preserves all the species (Figure 6).

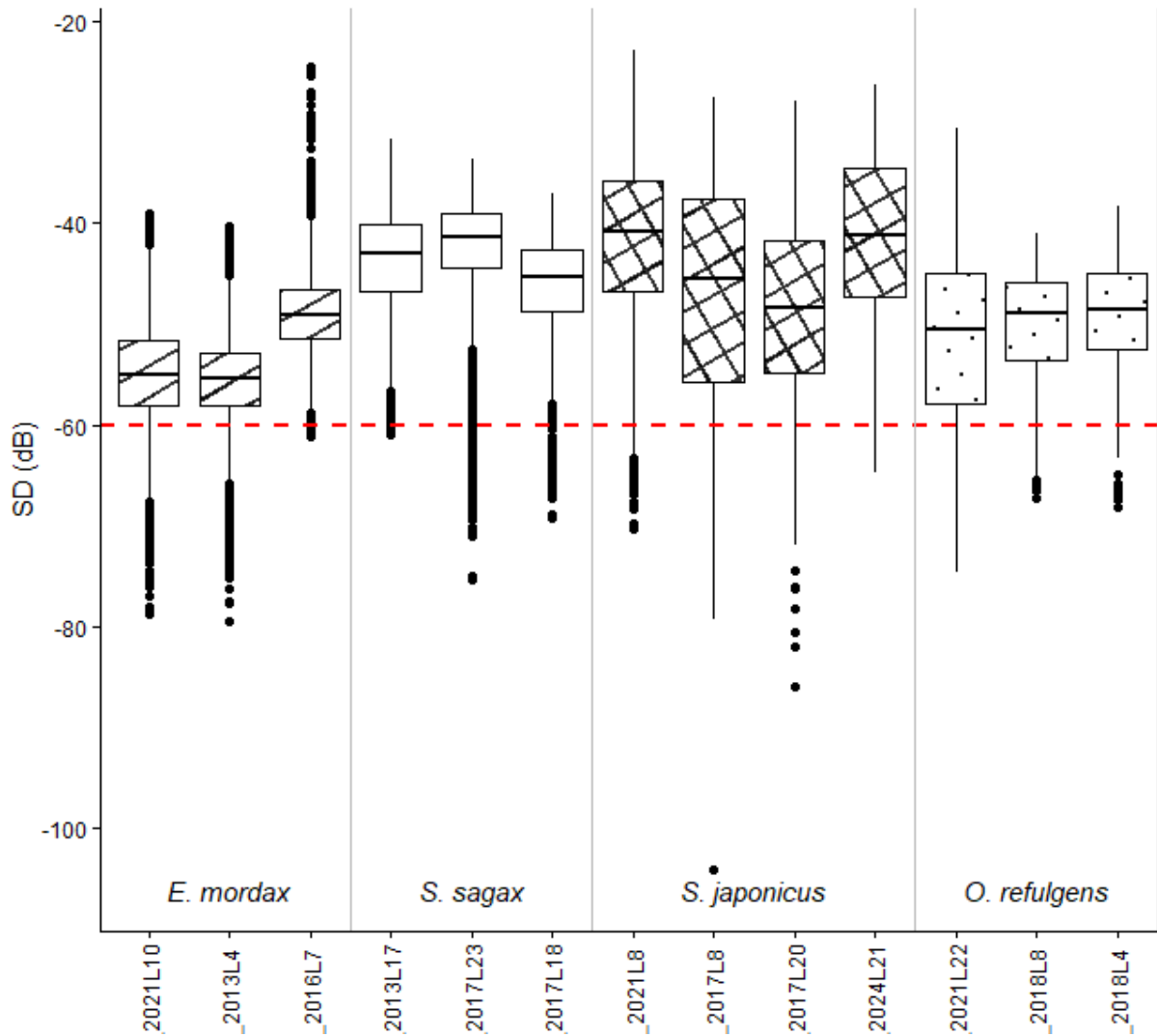


Figure 5. Minimum, maximum, median, and standard deviation (SD) values in dB for four species of small pelagic fish. The dashed red line represents the SD threshold selected as the criterion for the SD filter.

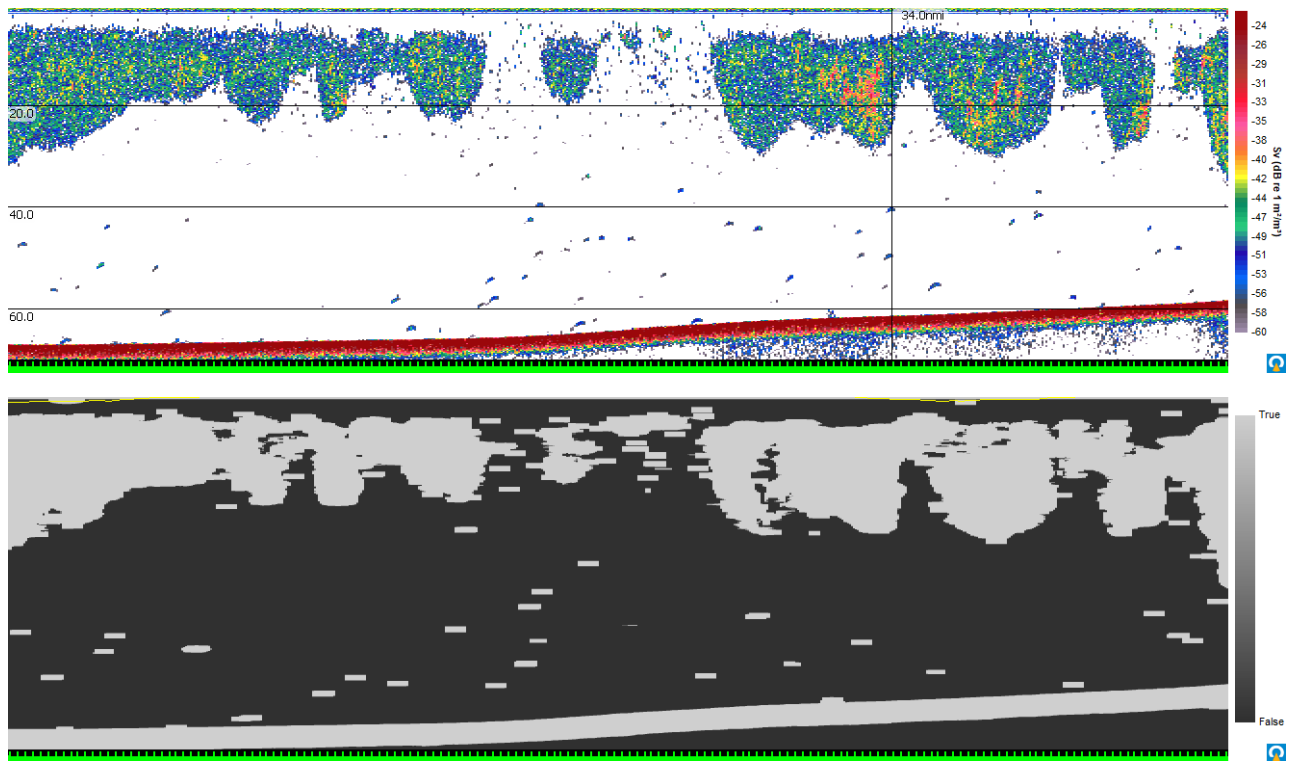


Figura 6. Aggregation corresponding to L10 in 2021. Identification fishing haul with 300 kg of the species *Engraulis mordax*. Below, SD filter performance using a threshold level of -60 dB.

Bi-frequency filter

The intervals in Δ MVBS & +MVBS varied among fishing hauls and species. In *Engraulis mordax*, the interval that conserves 95% of the biomass in Δ MVBS spanned $-13.461 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 - \text{MVBS } 38 < 2.12 \text{ dB}$, while in +MVBS it spanned $-110.81 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 + \text{MVBS } 38 < -63.72 \text{ dB}$ (Figure 13). For *Sardinops sagax*, these ranges shift to the right, settling at $-13.01 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 - \text{MVBS } 38 < 4.09 \text{ dB}$ & $-99.78 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 + \text{MVBS } 38 < -56.148 \text{ dB}$ (Figure 14). *Scomber japonicus* had very wide intervals due to its variability at $-15.08 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 - \text{MVBS } 38 < 5.20 \text{ dB}$ & $-91.27 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 + \text{MVBS } 38 < -38.05 \text{ dB}$ (Figure 15). In *Oligoplites refulgens* the interval was located in one case (2021L22), at $-31 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 - \text{MVBS } 38 < 3 \text{ dB}$ & $-100 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 + \text{MVBS } 38 < -60 \text{ dB}$ (Figure 12A), in the rest of the cases the interval was located $-18 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 - \text{MVBS } 38 < 3 \text{ dB}$ & $-120 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 + \text{MVBS } 38 < -82 \text{ dB}$ (Figures 7 and 8) (Table 1).

In some mixed schools, the dominant species in the biological sampling was also the species that dominated the acoustic backscatter. In some mixed schools, the dominant species identified in the biological sampling was also the species that dominated the acoustic backscatter. In the case of *Engraulis mordax* and *Sardinops sagax*, two distinct intervals were observed, which were assumed to represent both species in the proportions expected from the identification test (Figure 9c). In contrast, in the mixed school composed of *Sardinops sagax* and *Scomber japonicus*, where *Sardinops sagax* was the dominant species in the biological sampling, the opposite pattern was observed. The less abundant species in the biological sampling dominated the acoustic backscatter, masking the species that were theoretically more abundant within the sampled volume (Figure 10c). In this case, *Scomber japonicus* shifted the expected interval for *Sardinops sagax* toward more negative values. This pattern was reflected in both the frequency differences along the horizontal axis and the summed frequencies along the vertical axis, consistent with observations from single-species hauls of *Scomber japonicus* (Figure 11). Some species, such as *Engraulis mordax*, *Sardinops sagax*, and *Scomber japonicus*, exhibited more clearly defined Δ MVBS and +MVBS intervals. In contrast, *Oligoplites refulgens* showed a much broader +MVBS interval, with two distinct cores centered around -15 dB and -8 dB (Figure 12).

One notable case was haul 2021L8 of *Scomber japonicus*, which included the smallest individuals recorded for this species during the present analysis, yet exhibited the highest +MVBS values among all the hauls evaluated. The sum of the S_v at both frequencies served as an indicator of school density; therefore, these results suggest a greater degree of aggregation in the smaller-sized individuals of *S. japonicus* relative to the remaining hauls of the same species (Figure 11A).

Considering all values for the species together, the four species are preserved within a range of $-14.69 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 - \text{MVBS } 38 < 4.35 \text{ dB}$ & $-104.40 \text{ dB} < \text{MVBS } 120 + \text{MVBS } 38 < -39.49 \text{ dB}$ (Figure 17). This filter was applied to the total acoustic biomass in each sample trawl (for all species). The relative acoustic biomass retained varied by species. In *Engraulis mordax*, the filter retains more than 95%, in *Sardinops sagax* 93%, and *Scomber japonicus* can retain up to 51% of the biomass, a very low value derived from the thresholds established in trawl 2021L8. In *Oligoplites refulgens*, approximately 95% of the acoustic biomass is preserved (Table 2).

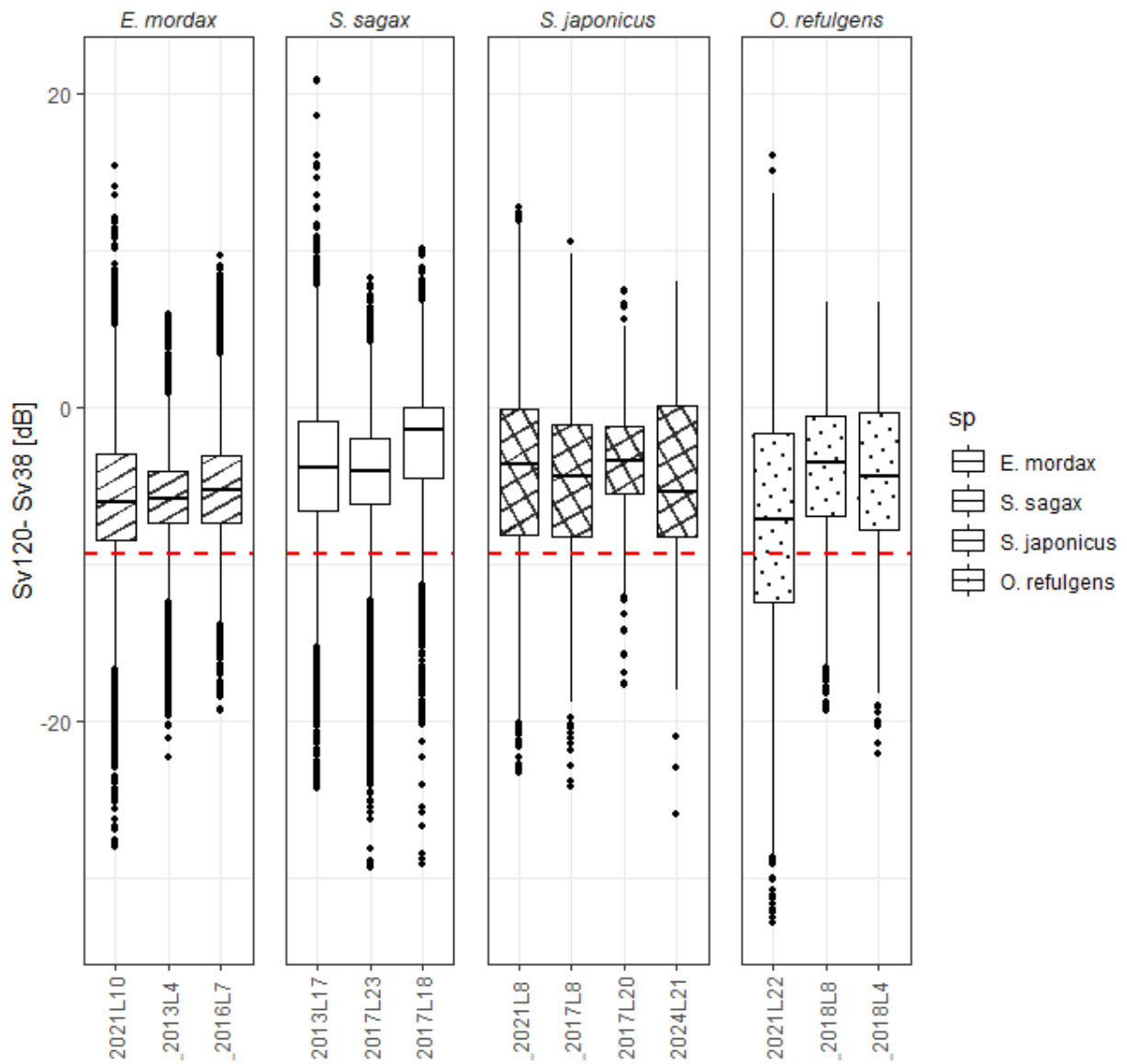


Figure 8. The minimum, maximum, median and standard errors on the frequency difference in S_v dB re $1 m^{-1}$, $\Delta MVBS$ 120 kHz – MVBS 38 kHz, of the species *E. mordax*, *S. sagax*, *J. japonicus*, *O. refulgens*.

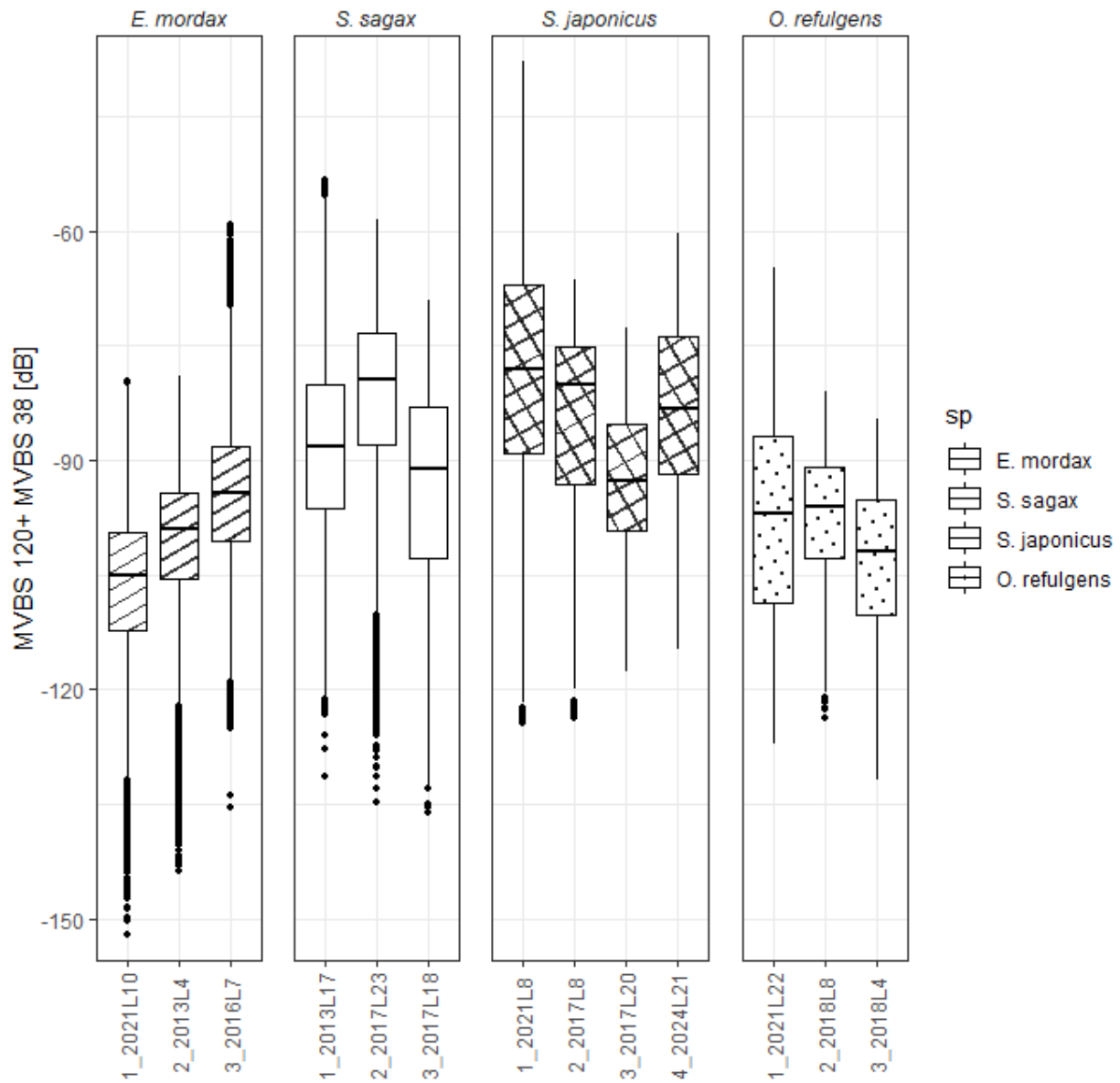


Figure 9. The minimum, maximum, median and standard errors on the sum of S_v dB re $1\ m^{-1}$, values at the frequencies **MVBS 120 kHz + 38 kHz**, are represented in this figure, of the species *E. mordax*, *S. sagax*, *J. japonicus*, *O. refulgens*.

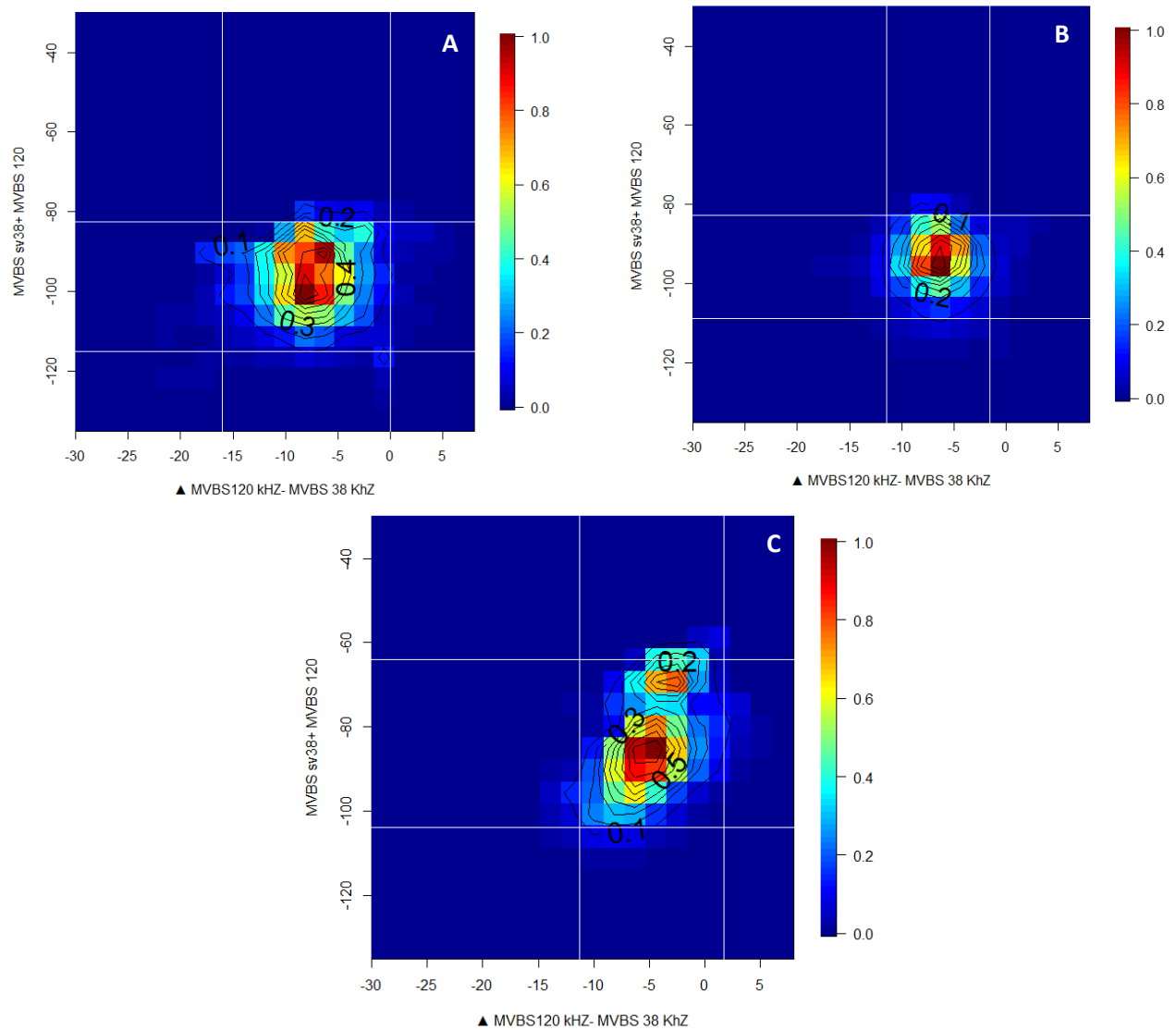


Figure 9. Figure 9. From left to right are the heat maps of hauls 2021L10, 2013L4, and 2016L7 (A, B, and C, respectively), which correspond to catches of *Engraulis mordax* of 300, 350, and 41.5 kg, respectively. These catches represented 100%, 100%, and 95% (5% *Sardinops sagax*) of this species, respectively. These figures represent the interval over the difference in frequencies on the horizontal axis and the sum of the frequencies on the vertical axis.

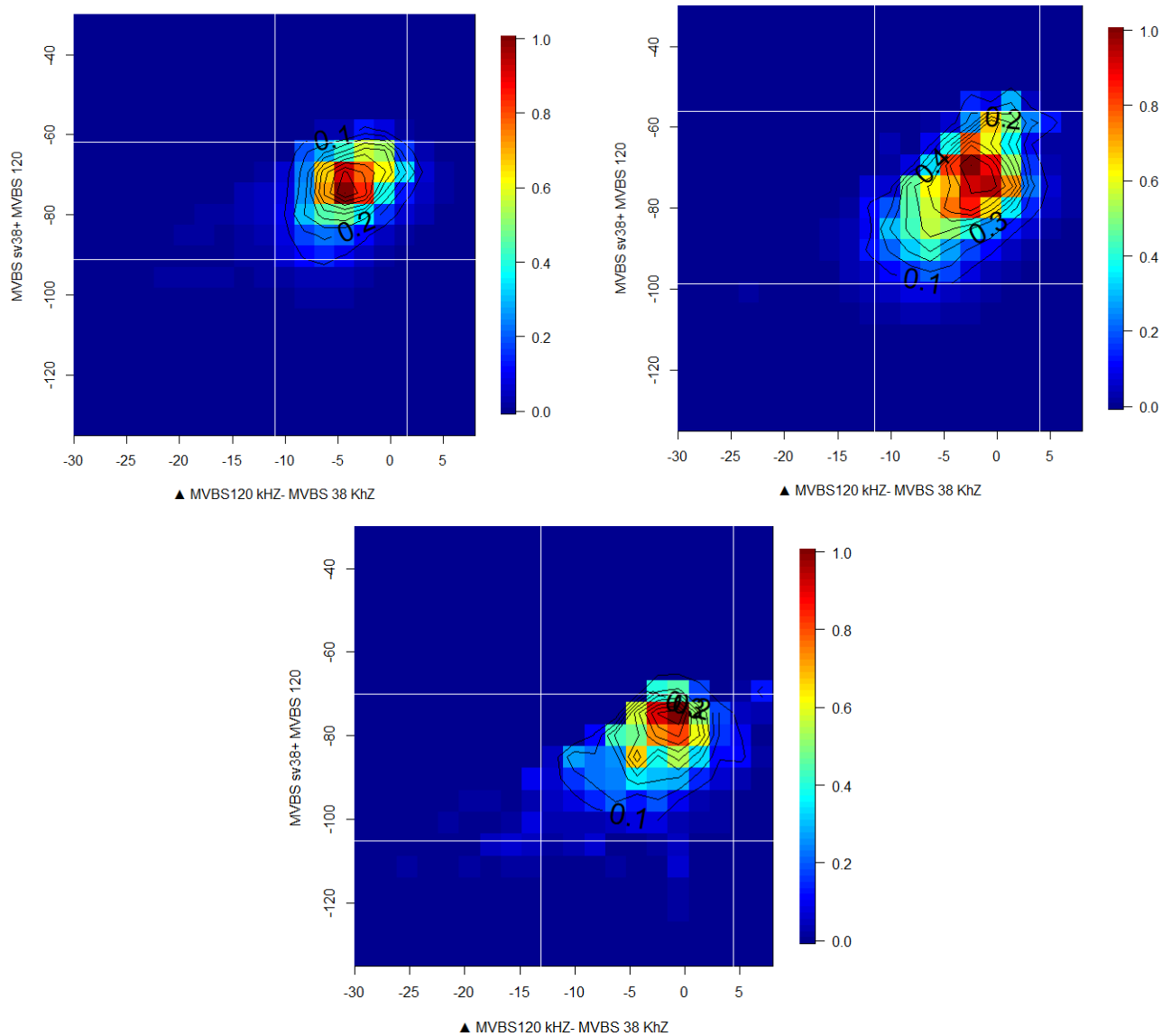


Figure 10. From left to right are the heat maps of hauls 2013L17, 2017L23, and 2017L18 (A, B, and C, respectively), corresponding to catches of *Sardinops sagax* of 300, 350, and 41.5 kg. These catches represented 100%, 99% (1% *Engraulis mordax*), and 98% (2% *Scomber japonicus*) of this species, respectively. These figures represent the interval over the difference in frequencies on the horizontal axis and the sum of the frequencies on the vertical axis.

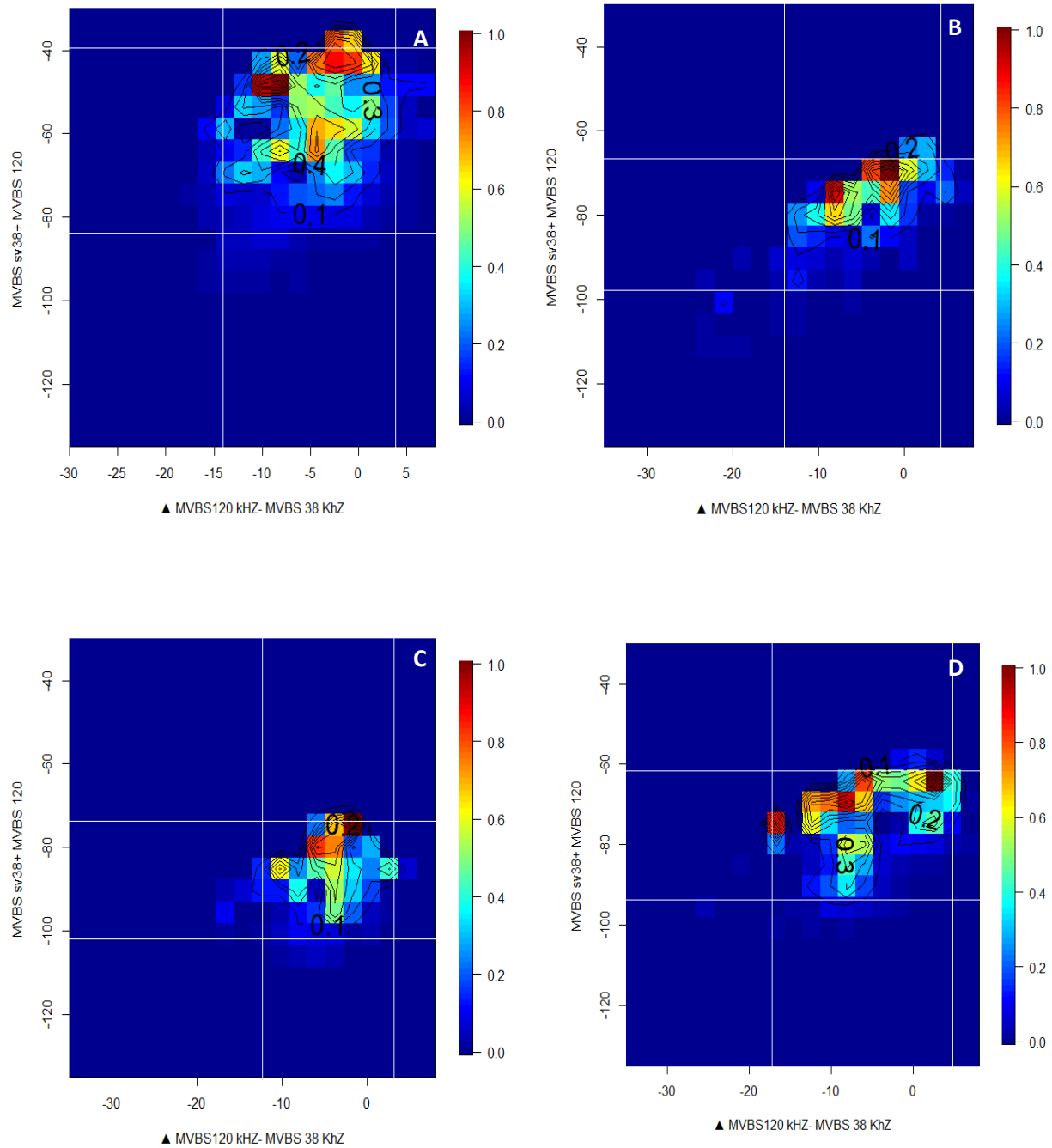


Figure 11. The heat maps for hauls 2021L8, 2017L8, 2017L20, and 2024L21 (A, B, C, and D) are shown, corresponding to catches of *Scomber japonicus* of 11.5, 175, 140, and 10 kg, respectively. These catches represented 86% (13% *Sardinops sagax* and *Engraulis mordax*), 100%, 99% (1% *Sardinops sagax*), and 100% of the total catch of this species, respectively. These figures represent the interval over the difference in frequencies on the horizontal axis and the sum of the frequencies on the vertical axis.

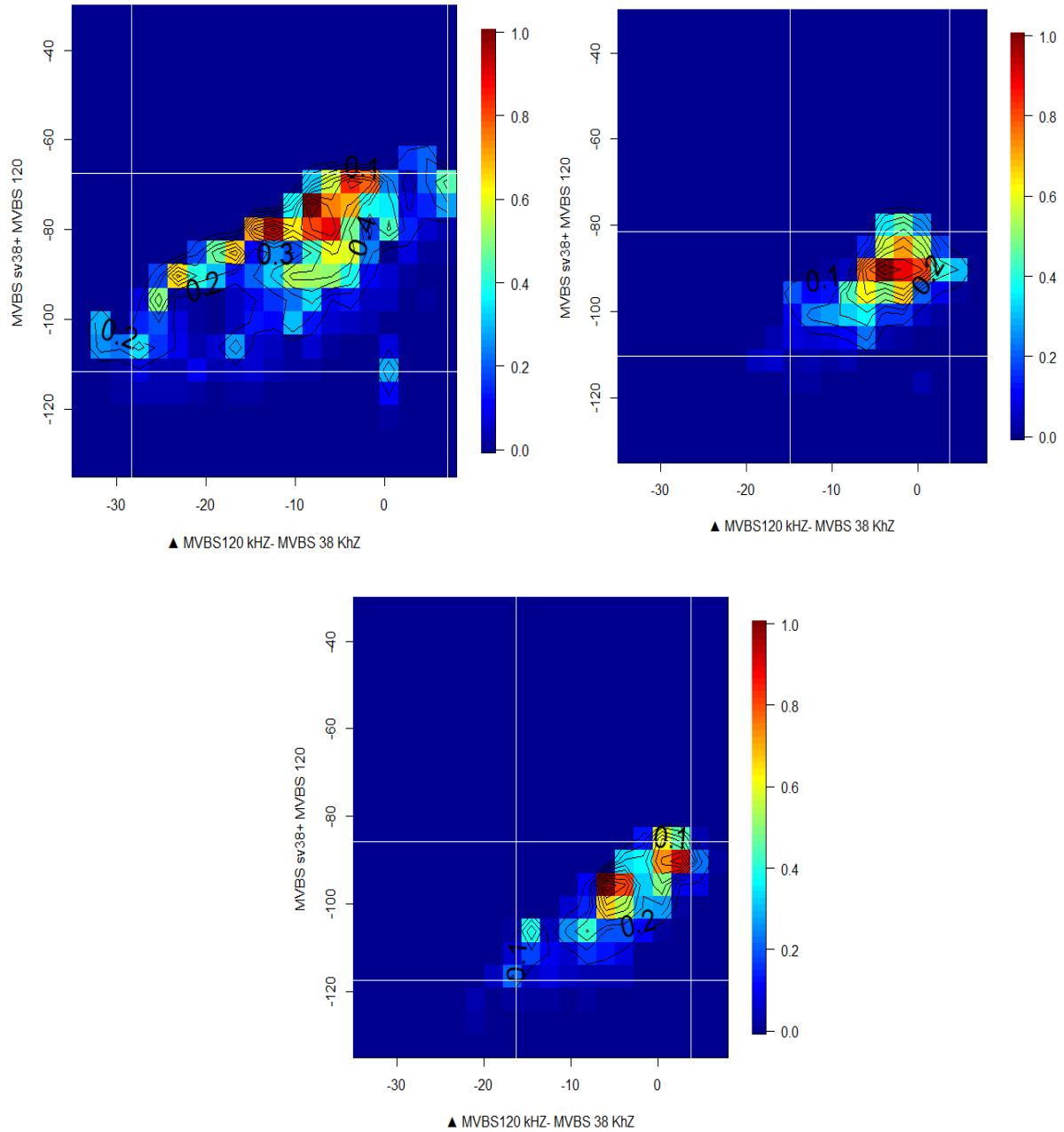


Figure 12. Heat maps are shown for hauls 2021L22, 2018L4, and 2018L8 (A, B, and C), corresponding to catches of *Oligoplites refulgens* weighing 250, 3, and 8 kg, respectively. These catches represented 100%, 95% (5% *Etremeus acuminatus*), and 100% of the total catch of this species, respectively. These figures represent the interval over the difference in frequencies on the horizontal axis and the sum of the frequencies on the vertical axis.

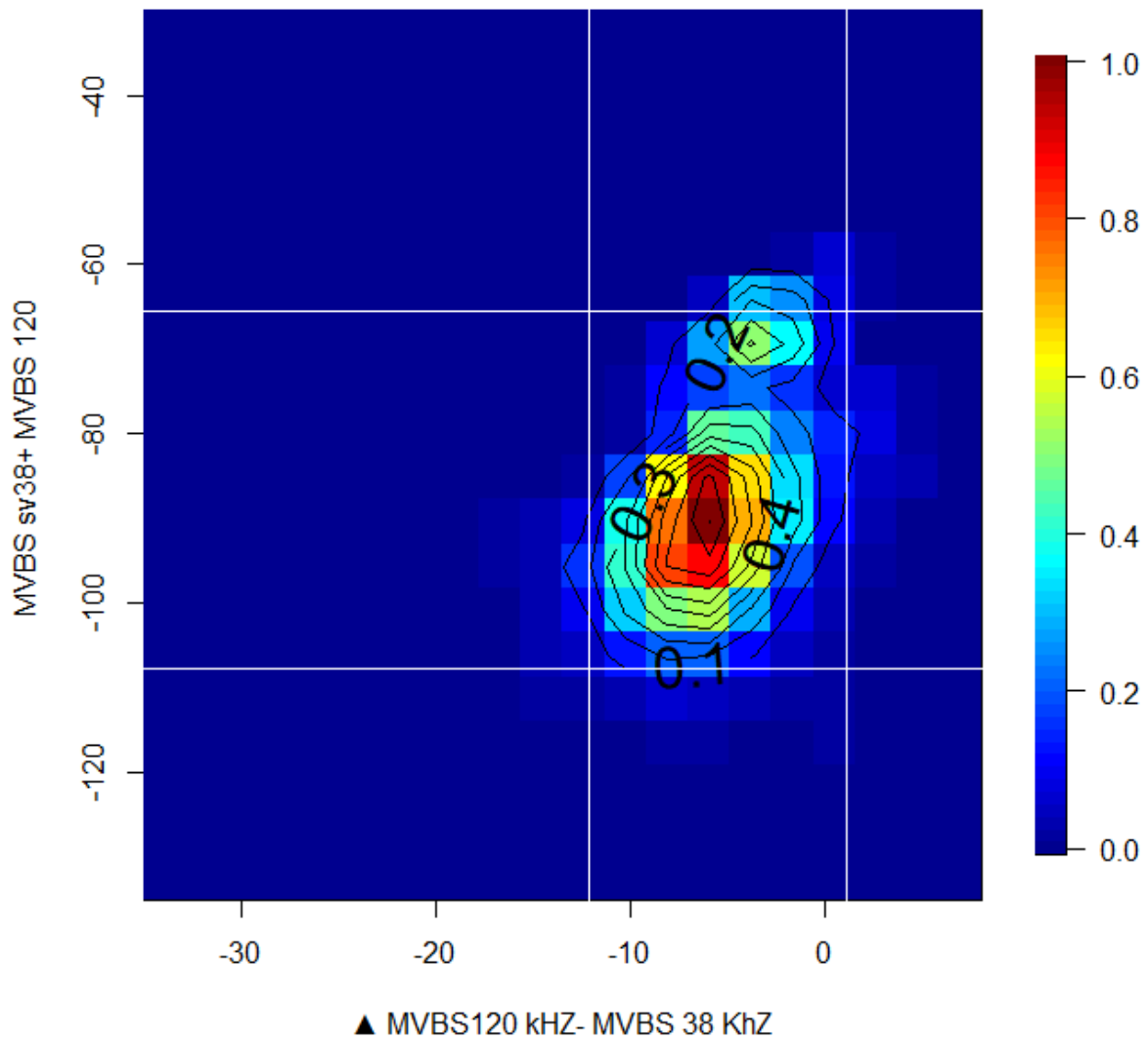


Figure 13. Heat map representing hauls 2021L10, 2013L4, and 2016L7, which correspond to all catches of *Engraulis mordax*. The horizontal axis shows the frequency difference values, and the vertical axis shows the sum of the frequencies.

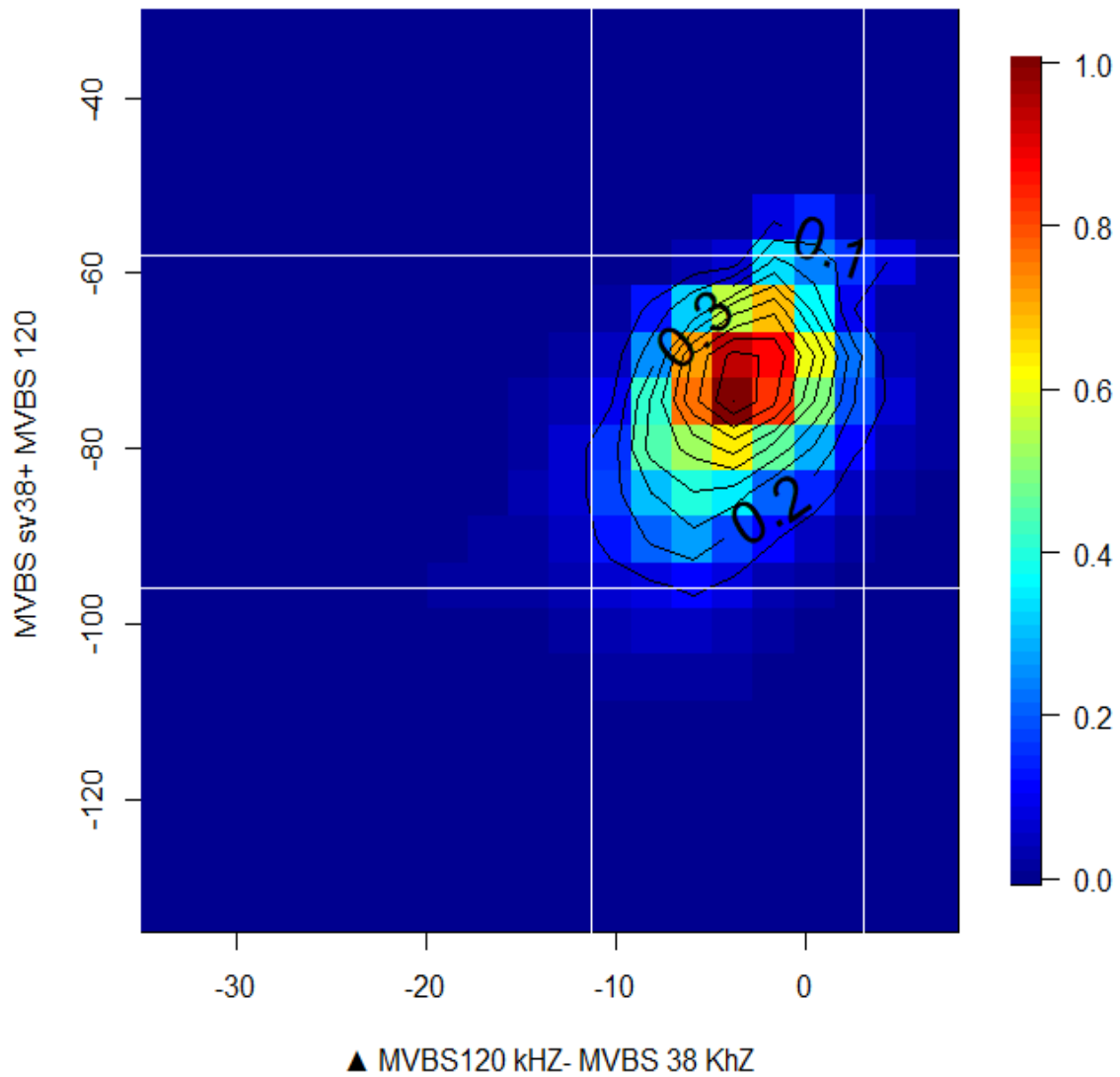


Figure 14. Heat map representing the hauls 2013L17, 2017L23, and 2017L18, which correspond to all catches of *Sardinops sagax*. The horizontal axis shows the frequency difference values, and the vertical axis shows the sum of the frequencies.

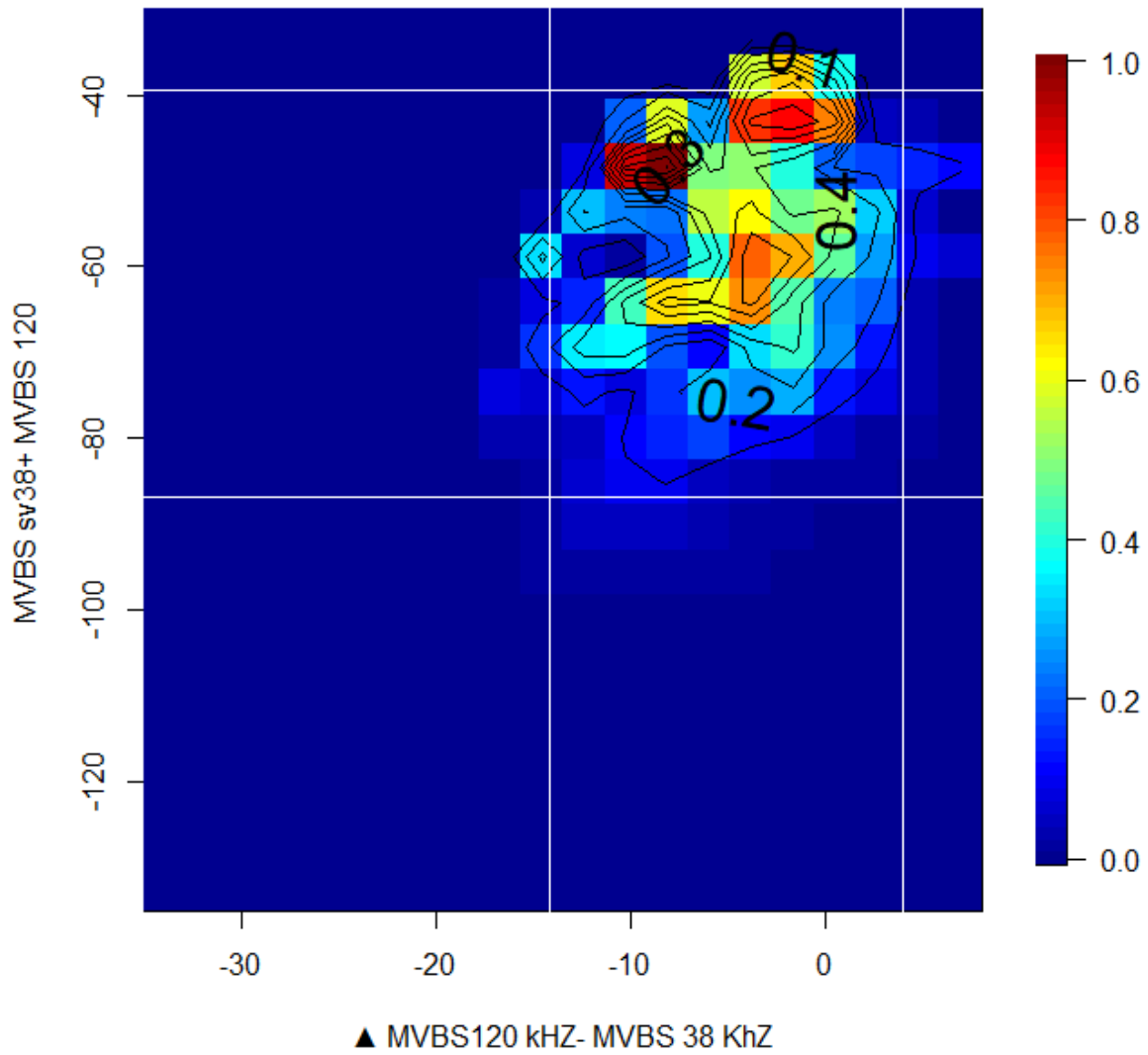


Figure 15. The heat maps shown are from hauls 2021L8, 2017L8, 2017L20, and 2024L21, corresponding to all catches of *Scomber japonicus*. The horizontal axis represents the difference in frequencies, and the vertical axis represents the sum of the frequencies.

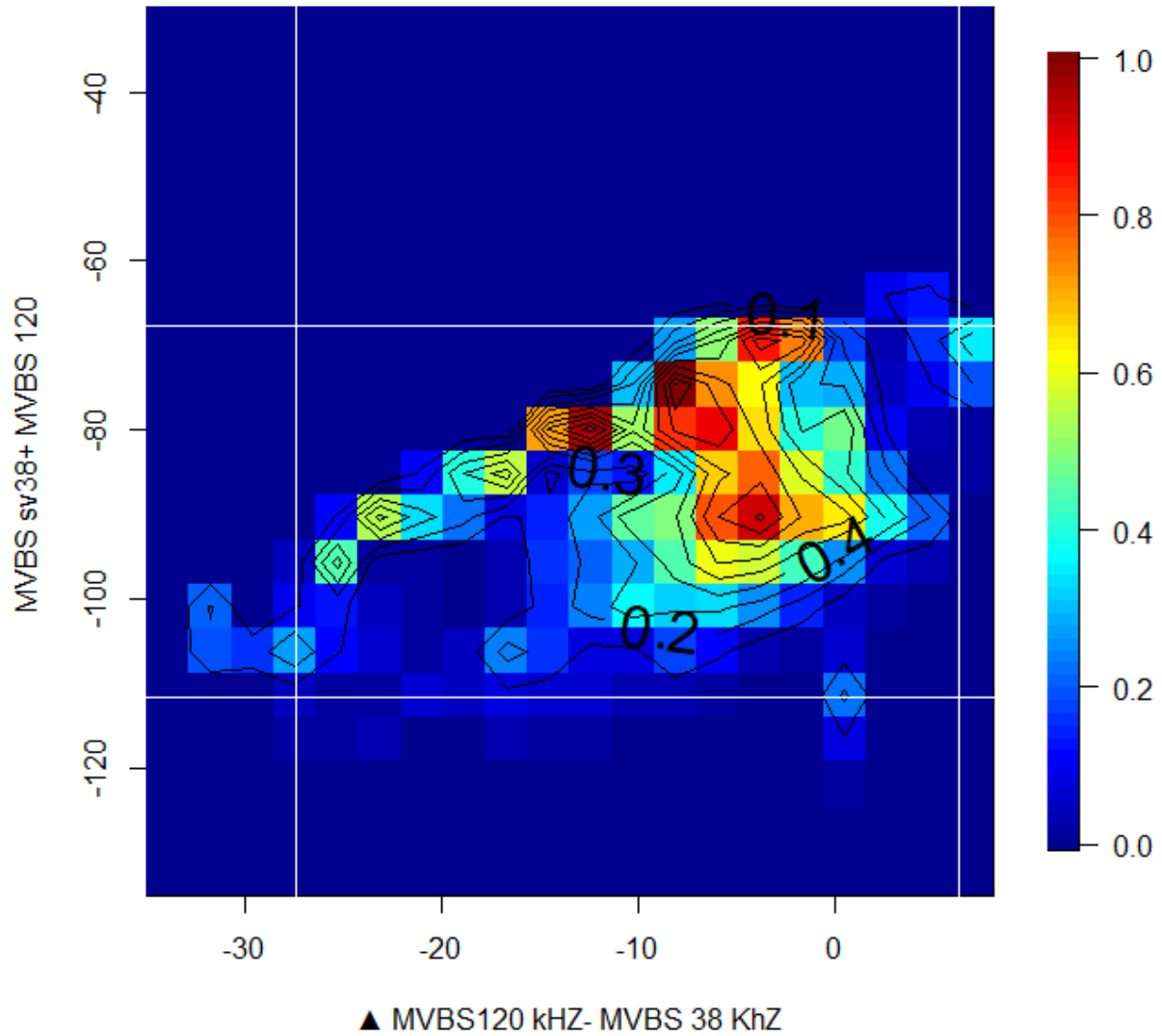


Figure 16. The heat maps shown are from hauls 2021L22, 2018L4, and 2018L8, which correspond to all *Oligoplites refulgens* catches. The horizontal axis represents the frequency difference, and the vertical axis represents the sum of the frequencies.

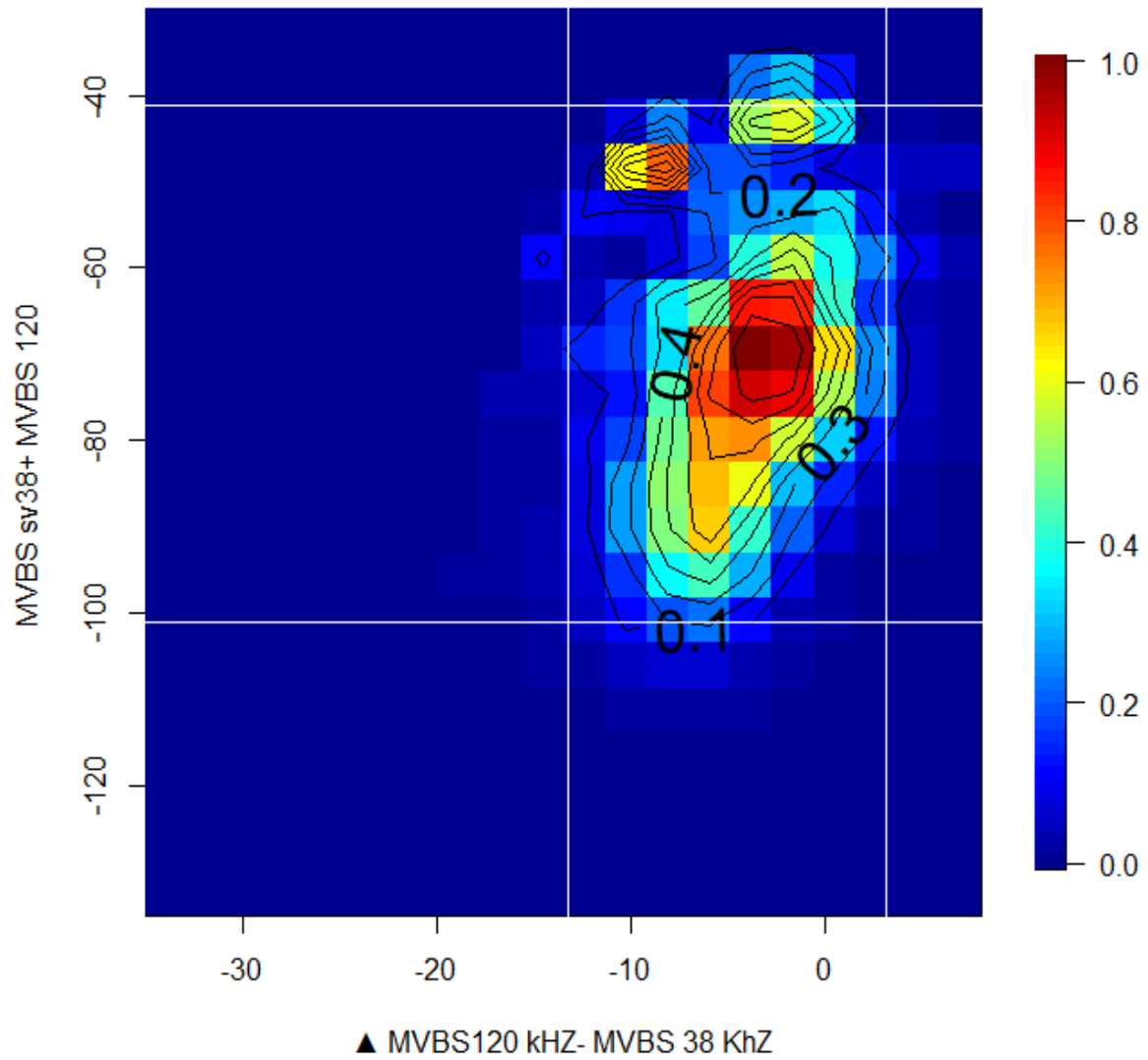


Figure 17. The values for the four species used in this study are shown. The horizontal axis represents the difference in frequencies, and the vertical axis represents the sum of the frequencies.

Table 1. The interval values for Δ MVBS (120 kHz – 38 kHz) and +MVBS (120 kHz + 38 kHz), expressed in dB, were summarized by species and for the small pelagic group as a whole (including all species combined).

	Δ MVBS (dB) 120 kHz – 38 kHz	+MVBS (dB) 120 kHz + 38 kHz
<i>Engraulis mordax</i>	–13.461 dB ~ 2.12 dB	–110.81 dB ~ – 63.72 dB
<i>Sardinops sagax</i>	–13.01 dB ~ 4.09 dB	–99.78 dB ~ – 56.148 dB
<i>Scomber japonicus</i>	–15.08 dB ~ 5.20 dB	–91.27 dB ~ – 38.05 dB
<i>Oligoplites refulgens</i>	–30 dB ~ 7.52 dB	–115.04 dB ~ – 67.09 dB
PelMen	–14.69 dB ~ 4.35 dB	–104.40 dB ~ – 39.49 dB

Table 2. Acoustic biomass values by species and as a group of species, before/after application of the bi-frequency filter. The filters were applied to the reference hauls.

	Acoustic biomass (without the filter))	Biomass applying the filter)	(after applying the filter)	Acoustic biomass outside the filter (%)
<i>Engraulis mordax</i>	3.03	2.87		5.2
2021L10	0.354	0.332		6.35
2013L4	0.914	0.874		4.36
2016L7	1.76	1.63		7.40
<i>Sardinops sagax</i>	8.01	7.5		6.36
2013L17	3.68	3.42		7
2017L23	4.17	3.9		6.45
2017L18	0.1517	0.137935		9.10
<i>Scomber japonicus</i>	11	5.62		51
2021L8	5.696	5.162		9.37
2017L8	0.0704	0.0656		6.78
2017L20	0.0445	0.0413		7.18
2024L21	0.304	0.292		3.92
<i>Oligoplites refulgens</i>	0.2017	0.19		5.8 %
2021L22	0.1482	0.1419		4.28 %
2018L8	0.04329	0.0378		12.637 %
2018L4	0.010	0.0087		14.59 %
<i>PelMen</i>	17.36	16.32		5.99 %

DISCUSSION

The selection of entire schools for filter development was based on their ease of identification in echograms, their inclusion of mixed species proportions within the hauls, and their ability to provide a more representative characterization of the species composing the aggregation. In addition, this approach reduces processing time compared with the use of manually defined regions and could potentially be automated.

Regarding the smoothing configuration applied to the analysis cells (11×3), averaging at a relatively fine spatial scale minimizes the likelihood that backscatter from multiple taxa will be combined within a single analysis cell. The selected scale therefore represents a compromise between reducing variability in aggregation backscatter and preserving the observed relative frequency response, while also minimizing violations of the assumption that backscatter is dominated by a single organism (de Robertis et al., 2010).

In highly diverse ecosystems such as the Gulf of California, quantifying the contribution of multiple species to acoustic backscatter is more complex because it depends on both the number of taxa present and the degree of their spatial overlap. According to De Robertis et al. (2010), at moderate smoothing scales (approximately tens of meters), species mixing is unlikely to be a problem. Meanwhile, schools of smaller pelagic fish in the Gulf of California often occur in mixed or clumped schools, which include two or more species, typically comprising a dominant species that may mask other less abundant ones (Dorval et al., 2024). Consequently, species composition may vary substantially even at small spatial scales, and the use of broader smoothing windows could obscure ecologically relevant information by masking the variability associated with co-occurring species within mixed schools. The smoothing resolution used in this work highlighted small variations that, in a smoothing with less definition, would go unnoticed, such as the difference between two groups of organisms that is not apparent at a higher resolution (Figure 9C).

Standard Deviation Filter

The level of overlap in standard deviation values is very high. In the Gulf of California, the observed aggregations are abundant and varied in composition. To ensure this approach can be applied to continuous sampling of large water volumes, the overlap of these values must be considered in order to establish a threshold value that incorporates all species, maintaining a balance between non-aggregated species and including most of the organisms that contribute to school dispersal. Applying a filter based on SD values aims to spatially separate schools. This is useful even if the target organism is not separated from all other taxa and provides advantages for studying the distribution, behavior, and even structure of small pelagic aggregations. Therefore, different threshold values were needed to spatially separate schools of each of the species considered in this study. The threshold considered here, -60 dB, does not differ from that used in other parts of the world for these pelagic resources.

The use of raw files generated at the survey speed (7 knots) was prioritized over those obtained during the fishing haul (≈ 3 knots). Although, in theory, the information acquired during fishing maximizes the probability of correctly verifying aggregations through hauling, it has been observed that the intensity of acoustic backscatter recorded during trawling differs from that obtained under survey conditions. This difference is attributed to the organisms' behavioral responses to the vessel. In contrast, the relative frequency response shows no difference (Barange & Hampton, 1994; Trumpickas et al., 2019). Therefore, and to ensure that this approach is applicable to entire survey campaigns, the information from the survey was prioritized over that obtained during the fishing haul.

Bi-frequency filter (120 kHz-38 kHz)

The difference in mean volume backscatter strength (Δ MVBS) between frequencies has been used by other authors and has been described as one of the most promising methods for acoustic species identification (Kang *et al.*, 2002; Kloser *et al.*, 2002; Ballón *et al.*, 2011). Swim bladder fish have slightly greater backscatter at 38 kHz than at 120 kHz (Kloser et al., 2002), but some rare cases of Δ MVBS (dB) 120 kHz – 38 kHz (up to +2 dB) can be observed (Ballón et al., 2011). This was corroborated through the data series analyzed in this study. In other countries, such as Peru,

the difference in the mean volume backscatter strength between two frequencies (120 and 38 kHz) is commonly used to determine the characteristics of biological backscatter (Murase et al., 2009). Other authors have documented that the power of discrimination between scatterers is limited when only this is applied (Ballón et al., 2011), and they make it clear that the ability to discriminate between scattering groups improves as the number and range of frequencies increase (Napp et al., 1993). There are also other techniques for the identification and classification of acoustic echoes, Salvatat et al., (2022) developed an approach based on thresholds in the volume backscatter strength S_v dB re $1\ m^{-1}$ the bifrequency sum of S_v and its variance for the frequencies of 70 and 200 kHz that showed good results in a tropicalized environment, which is characterized by having mixed compositions of species.

In this work, one difficulty to consider is that validating acoustic discriminations based on net catches is not straightforward, since not all acoustic measurements can be verified through a fishing haul. For some authors, there can even be substantial uncertainty when attempting to verify the species present due to sampling biases, such as: 1) net mesh size, 2) spatial and temporal displacement between acoustic sampling and the fishing haul, and 3) acoustic classifications and catch compositions have different selectivity patterns (McClatchie et al., 2000; de Robertis et al., 2010).

In the bi-frequency filter of this work, the horizontal component represents the frequency difference. When using it, it is assumed that fish size can be informative for discriminating species, since each species has its own distribution of TS values. Meanwhile, +MVBS provides an indicator of school density. In the specific case of haul 2021L8 of *Scomber japonicus*, which consisted of juvenile specimens, it exhibited the highest +MVBS values among all the hauls evaluated. Consequently, *Scomber japonicus* is poorly represented in the interval for the four species.

This result is attributable to differences in the level of grouping (or school density) among the different life stages of the species. According to the results of this study, juvenile specimens tend to form denser groups, unlike larger individuals in schools of the same species, which are observed to be less aggregated in formations that resemble schools of fish more than compact

shoals. This was observed in trawls 2017L8, 2017L20, and 2024L21. This could be explained by the fact that the formation of dense schools serves an anti-predator function, since the predatory pressure experienced by small fish is greater than that experienced by larger individuals of the same species (Helfman et al., 2010). In turn, predators can also form groups, influencing the shape, stability, and distribution of schools of fish in their vicinity (Massé et al., 1996). No additional information beyond the catches from the haul was obtained in the field data, so the predator-prey dynamics could not be corroborated. Furthermore, the possibility of "contamination" of organisms in greater proportions than observed in the catch cannot be ruled out; this effect could have dominated dispersal. If haul 2021L8 had not been considered, then the filter for the species *Scomber japonicus* would have been narrower in the vertical and horizontal components, and the final filter for smaller pelagic fish would have performed better with this species. A mixed aggregation with a small proportion of swim-bladder fish can dominate backscatter at 38 kHz even if its biomass is not high or its number density is low (McClatchie & Coombs, 2005), therefore, both organism abundance and scattering properties must be considered. Furthermore, scattering properties can vary geographically, and the temporal and spatial variability of acoustic scattering must be considered in classification methods to help reduce classification uncertainty (Korneliussen, 2018).

The families Clupeidae and Engraulidae, to which the species *Engraulis mordax* and *Sardinops sagax* belong, are physostomous fish, meaning they possess a swim bladder connected to the digestive tract via the pneumatic duct, allowing them to swallow and release air to regulate their buoyancy (Blaxter & Batty, 1990). In this study, these species showed great similarity in their relative frequency response (horizontal component), probably because the swim bladder is the dominant source of the backscattered signal in these fish (Foote, 1980, 1985). This explains the difficulty in discriminating between these species based on the two frequencies presented in this study.

This study included data from different years; consequently, the conditions observed in different years may have exhibited spatial or temporal changes, including in the degree to which organisms overlapped, thus increasing the variability in the results. The usefulness and effectiveness of this approach will depend on the species composition, relative abundance, relative frequency

response, and spatial overlap of the species present in the environment, considering that the Gulf of California is a mixed pelagic aggregation environment.

Regarding the association of a bi-frequency interval with specific species and size classes, a school of fish often has similar size distributions, even if composed of two species. The species used in this study have size distributions that can be compared only at certain life stages. *Engraulis mordax* in the Gulf of California can reach a size of 248 mm, *Sardinops sagax* can reach 390 mm, *Scomber japonicus* 500 mm, and *Oligoplites refulgens* 282 mm. Therefore, younger *Sardinops sagax* individuals could form schools with larger *Engraulis mordax* individuals. *Oligoplites refulgens* could also form schools with *Sardinops sagax*, although rarely with *Engraulis mordax*. Furthermore, in this particular case, the distribution areas of these two species do not usually overlap. *Scomber japonicus* can overlap in a wide size range with *Sardinops sagax*, and even with *Oligoplites refulgens*, although the density of their aggregations is not similar. Therefore, the results of this study showed that fish size alone does not appear to be a significant factor influencing their separation.

Relative acoustic biomass retained by the bi-frequency filter

When the bi-frequency filter is applied to single-species hauls, the relative acoustic biomass retained varies by species. This result is attributable to differences in the level of aggregation (or school density) among the different life stages of the species. According to the results of this study, juvenile specimens tend to form denser aggregations, unlike larger individuals, which are observed to be less aggregated in formations that resemble schools of fish more than compact shoals. This is observed in hauls 2017L8, 2017L20, and 2024L21. In the species *Oligoplites refulgens*, approximately 95% of the acoustic biomass is retained.

CONCLUSIONS

A single threshold for separating the four small pelagic species used in this study represents a suitable methodological compromise that allows for the inclusion of the largest proportion of aggregated organisms without excluding parts of the school. Implementing this threshold as part

of a processing protocol will allow for more efficient analysis of small pelagic surveys in the Gulf of California, enabling continuous sampling applicable to large volumes of water.

This work demonstrates that it is possible to identify fish assemblages in highly diverse ecosystems, where biological complexity is traditionally assumed to limit robust acoustic classification of schools. The implementation of the proposed bi-frequency filter showed good performance; for example, in anchovy biomass estimates, applying the filter generated only an approximate 5% erosion, which supports its incorporation as part of a systematic processing protocol for small pelagic fish assessment campaigns in the Gulf of California.

Although the approach helped to partially separate some species (*Engraulis mordax*, *Sardinops sagax*, *Scomber japonicus*, and *Oligoplites refulgens*), it did not allow for conclusive classification at the species level. This limitation was mainly due to: (1) overlap in backscatter values between species, (2) the influence of body size and behavior on acoustic response, and (3) the temporal and spatial variability of aggregations. Since these species have similar physiologies and comparable size distributions, differences in backscatter at commonly used discrete frequencies (e.g., 38 kHz) are not considered unambiguous discrimination.

The bi-frequency filter has limited application in *Scomber japonicus*. It underestimates the biomass of this species by at least 50%. This likely occurred due to the observation of transient spatial structures resulting from the species' social behavior.

In the case of *Engraulix mordax* and *Sardinops sagax*, dispersal is dominated by the swim bladder, which is similar in shape and size, and their schools also share characteristics such as aggregation density.

ACKNOWLEDGEMENTS

Special thanks to the technicians and researchers from INAPESCA/CRIAP Guaymas, for their valuable contributions in the development of multiple acoustic campaigns carried out over recent decade. The opinions expressed in this publication are directly attributable to the authors, and do not represent the opinions or policies of the Mexican institutions. Any use of trademark,

commercial product or company names is for descriptive purposes only. Thanks to SECIHTI for PhD scholarship number: 782714.

REFERENCIAS

- Ballón, M., Bertrand, A., Lebourges-Dhaussy, A., Gutiérrez, M., Ayón, P., Grados, D., & Gerlotto, F. (2011). *Is there enough zooplankton to feed forage fish populations off Peru? An acoustic (positive) answer*. 91, 360–381. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2011.03.001>
- Barange, M., & Hampton, I. (1994). *Influence of trawling on in situ estimates of Cape horse mackerel (*Trachurus trachurus capensis*) target strength*. 51, 121–126.
- Barange, M., Merino, G., Blanchard, J. L., Scholtens, J., Harle, J., Allison, E. H., Holt, J., & Jennings, S. (2014). *Impacts of climate change on marine ecosystem production in societies dependent on fisheries*. 4.
- Béhagle, N., Cotté, C., Lebourges-Dhaussy, A., Roudaut, G., Duhamel, G., Brehmer, P., Josse, E., & Cherel, Y. (2017). *Acoustic distribution of discriminated micronektonic organisms from a bi-frequency processing: The case study of eastern Kerguelen oceanic waters*. 156, 276–289.
- Benoit-Bird, K. J., & Lawson, G. L. (2016). Ecological Insights from Pelagic Habitats Acquired Using Active Acoustic Techniques. *Annual Review of Marine Science*, 8, 463–490. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-122414-034001>
- Bertrand, A., Grados, D., Colas, F., Bertrand, S., Capet, X., Chaigneau, A., Vargas, G., Mousseigne, A., & Flabet, R. (2014). *Broad impacts of fine-scale dynamics on seascape structure from zooplankton to seabirds*. 5, 5239.
- Blaxter, J. H. S., & Batty, R. S. (1990). *Swimbladder “behaviour” and target strength*. 189, 233–244.
- Cury, P., & Bakun, A. (2000). *Small pelagics in upwelling systems: Patterns of interaction and structural changes in “wasp-waist” ecosystems*. 57, 603–618.
- de Robertis, A., & Higginbottom, I. (2007). *A post-processing technique to estimate the signal-to-noise ratio and remove echosounder background noise*. 64, 1282–1291.
- de Robertis, A., McKelvey, D. R., & Ressler, P.H. (2010). *Development and application of an empirical multifrequency method for backscatter classification*. 67, 1459–1474.
- DOF. (2022). *Diario Oficial de la Federación. ACUERDO mediante el cual se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera*.
- Dorval, E., Lynn, K., Porzio, D., Trung, N., & Katie, G. (2024). *Computing bias and variance for Pacific sardine (*Sardinops sagax*) biomass estimated from aerial surveys in California nearshore waters*. 274(106999).
- Foote, K. G. (1980). *Averaging of fish target strength functions*. 67. <https://doi.org/10.1121/1.383915>
- Foote, K. G. (1985). *Rather-high-frequency sound scattering by swimbladdered fish*. 78(2), 688–700.
- Fréon, P., Arístegui, J., Bertrand, A., Crawford, R. J. M., Field, J. C., Gibbons, M. J., Tam, J., Hutchings, L., Masski, H., Mullon, C., Ramdani, M., Seret, B., & Simier, M. (2009). *Functional group biodiversity in Eastern Boundary Upwelling Ecosystems questions the wasp-waist trophic structure*. 83, 97–106.
- Helfman, G. B. B., Collette, B. B., Facey, D. E., & Bowen, B. W. (2010). *The diversity of fishes: Biology, evolution and ecology* (2nd ed.). Wiley Blackwell.

- Izquierdo-Peña, V., Lluch-Cota, S. E., Chavez, F. P., Lluch-Belda, D., Morales-Bojórquez, E., & Ponce-Díaz, G. (2020). *Is there a Future in the Sustainability Certification of Sardine and Anchovy Fisheries?* 45:554-560.
- Korneliussen, R. J. (2018). *Acoustic target classification*. 344, 104.
<https://doi.org/10.17895/ICES.PUB.4567>
- Koslow, J. (2009). The role of acoustics in ecosystem-based fishery management. *ICES Journal of Marine Science*, 66,. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp082>
- Lavery, A. C., Chu, D., & Moum, J. (2010). *Measurements of acoustic scattering from zooplankton and oceanic microstructure using a broadband echosounder*. 67, 379–394.
- Madureira, L. S. P., Ward, P., & Atkinson, A. (1993). *Differences in backscattering strength determined at 120 and 38 kHz for three species of Antarctic macroplankton*. 93, 17–24.
- Martínez-Zavala, M. de los A., Nevárez-Martínez, M. O., Anguiano-Carrasco, M. L., Santos-Molina, J. P., & Godínez-Cota, A. R. (2010). *Captura de peces pelágicos menores en el golfo de California, temporada de pesca 2007-2008*. 18.
- Massé, J., Koutsikopoulos, C., & Patty, W. (1996). *The structure and spatial distribution of pelagic fish schools in multispecies clusters: An acoustic study*. 53, 155–160.
- McClatchie, S., & Coombs, R. F. (2005). *Low target strength fish in mixed species assemblages: The case of orange roughy*. 72, 185–192.
- McClatchie, S., Thorne, T. E., Grimes, P., & Hanchet, S. (2000). *Ground truth and target identification for fisheries acoustics*. 47, 173–191.
- Miyashita, K., Aoki, I., Seno, K., Taki, K., & Ogishima, T. (1997). *Acoustic identification of isada krill, Euphausia pacifica Hansen, off the Sanriku coast, north-eastern Japan*. 6:4, 266–271.
- Murase, H., Ichihara, M., Yasuma, H., Watanabe, H., Yonezaki, S., Nagashima, H., Kawahara, S., & Miyashita, K. (2009). *Acoustic characterization of biological backscatterings in the Kuroshio-Oyashio inter-frontal zone and subarctic waters of the western North Pacific in spring*. 18, 386–401.
- Napp, J. M., Ortner, P. B., Pieper, R. E., & Holliday, D. V. (1993). *Biovolume-size spectra of epipelagic zooplankton using a Multifrequency Acoustic Profiling System (MAPS)*. 40, 445–449.
- Ryan, T., Downie, R. A., Kloser, R. J., & Keith, G. (2015). *Reducing bias due to noise and attenuation in open-ocean echo integration data*. 72, 2483–2493.
- Salvatat, J., Bez, N., Habasque, J., Lebourges-Dhaussy, A., Lopes, C., & Roudaut, G. (2022). *Comprehensive spatial distribution of tropical fish assemblages from multifrequency acoustics and video fulfils the island mass effect framework*. 12:8787.
- Salvetat, J., Bez, N., Habasque, J., Lebourges-Dhaussy, A., Lopes, C., & Roudaut, G. (2022). *Comprehensive spatial distribution of tropical fish assemblages from multifrequency acoustics and video fulfils the island mass effect framework*. 12:8787.
- Simmonds, J., & MacLennan, D. N. (2005). *Fisheries Acoustics*. Blackwell Science Ltd.
- Trumpickas, J., Pinder, M., & Dunlop, E. S. (2019). *Effects of vessel size and trawling on estimates of pelagic fish backscatter in Lake Huron*. 224, 105430.