



INFORME FINAL
FIPA 2021-18

DISEÑO PARA LA ESTIMACIÓN POBLACIONAL DE CETÁCEOS EN AGUAS JURISDICCIONALES DE CHILE



Institución ejecutora:

PROYECTO

FIPA 2021-18 “Diseño para la estimación poblacional de cetáceos en aguas jurisdiccionales de Chile”

MANDANTE

Fondo de Investigación Pesquera y de Acuicultura
Subsecretaría de Pesca y de Acuicultura

UNIDAD EJECUTORA

ONG Centro Ballena Azul (CBA)

INFORME FINAL

Marzo 2024

Autores

Coordinador del proyecto:

Biól. Mar., Dr. Rodrigo Hucke-Gaete

Equipo consultor:

Biól. Mar., Dr. Luis Bedriñana-Romano

Biól. Mar., Dr. Francisco Vidri

Biól. Mar., Dr. Jorge Acevedo

Oceanog., Dra. Susannah Buchan

Lic. Cs. Biol., Walter Sielfeld

Méd. Vet., Anelio Aguayo-Lobo

Biól. Mar. M.Cs., Iliá Cari

Dr. Alexandre Zerbini

Biól. Mar., Dra. Patricia Zárate

Geóg., M.Cs. Javiera Valencia

Antrop., Daniela Collao

Rol y responsabilidades de los autores responsables del estudio

Nombre profesional	Profesión	Institución	Función
Rodrigo Hucke-Gaete	Biólogo marino, Doctor en ciencias	CBA/UACH	Coordinador y supervisor general del proyecto. Revisión bibliográfica, desarrollo, compilación y edición de informes.
Luis Bedriñana-Romano	Biólogo marino, Doctor en biología marina	CBA	Coordinación y ejecución de análisis de datos, simulación y evaluación de diseños alternativos para el programa de monitoreo de cetáceos. Compilación de datos y desarrollo de base de datos.
Francisco Viddi	Biólogo marino, PhD	CBA	Revisión bibliográfica grupo cetáceos menores, desarrollo y edición de informes. Contribución de base de datos.
Jorge Acevedo	Biólogo Marino, M.Sc., Doctor en ciencias	Fundación CEQUA	Revisión bibliográfica y síntesis de patrones de distribución. Desarrollo de fichas estructurales de cetáceos mayores y menores. Contribución compilación base de datos e informes.
Susannah Buchan	Oceanógrafa, M.Sc. en Biología Ambiental, Doctora en Oceanografía	UDEC/Copas Sur-Austral/CEAZA	Análisis de datos y revisión bibliográfica en torno a métodos acústicos. Contribución edición y desarrollo de informes.
Walter Sielfeld	Licenciado en Ciencias Biológicas	UAP	Revisión bibliográfica y síntesis de patrones de distribución, desarrollo de fichas estructurales de cetáceos mayores. Contribución compilación base de datos.
Anelio Aguayo-Lobo	Médico Veterinario	INACH	Revisión bibliográfica y síntesis de patrones de distribución, desarrollo de fichas estructurales de cetáceos mayores.
Ilia Cari	Bióloga marina, M.Sc. en Oceanografía	IFOP	Evaluación económica y logística de los diseños de muestreo
Alexandre Zerbini	Oceanógrafo, M.Sc., Ph.D.	NOAA, Instituto Aqualie, MARECOTEL	Asesoramiento criterios NOAA/MMPA
Patricia Zárate	Bióloga marina, Doctora en Zoología	IFOP	Evaluación económica y logística de los diseños de muestreo
Javiera Valencia	Geógrafa, M.Sc.	CBA	Coordinación de talleres y comunicaciones
Daniela Collao	Antropóloga	CBA	Coordinación de talleres y comunicaciones

RESUMEN EJECUTIVO

FIPA 2021-18 “Diseño para la estimación poblacional de cetáceos en aguas jurisdiccionales de Chile”

Informe final

La política adoptada por el Estado de Chile en relación con los cetáceos durante las últimas décadas se ha orientado a la protección de estas especies, sin hacer uso consuntivo de ellas. Lo anterior no había sido una prioridad para Chile desde el fin de la era ballenera industrial, pero más recientemente, la Ley de Protección de Mamíferos Marinos (MMPA) de EE.UU., ha reforzado las indicaciones que establecen sanciones a las importaciones de productos pesqueros y acuícolas de países que incurran en malas prácticas y niveles insostenibles de mortalidad incidental de mamíferos marinos. Uno de los conceptos que la MMPA destaca es el Nivel Potencial de Remoción Biológica (PBR), que corresponde al número máximo de animales que pueden ser removidos por acción antrópica, sin considerar la mortalidad natural, y de igual forma mantener el óptimo crecimiento sustentable de una población. Para calcular el parámetro anterior, es necesario contar con estimaciones robustas de abundancia poblacional, las cuales actualmente no están disponibles en Chile.

Disponer de estimaciones de abundancia para las especies de cetáceos en Chile no es una tarea sencilla, considerando la extensión de las aguas jurisdiccionales del país y la complejidad de su línea de costa al sur de los 41°S. A lo anterior se debe agregar la gran diversidad de especies de cetáceos que ostenta el país (n=41), las radicales diferencias observadas en cuanto a sus patrones de distribución y rasgos de historia de vida, entre otras diferencias ecológicas. A estas dificultades propias de la biología de las especies, se debe agregar las dificultades logísticas asociadas a las condiciones meteorológicas y características remotas de algunas zonas (especialmente en la zona sur austral), así como las limitaciones en cuanto a recursos económicos, humanos y logística (plataformas). Por tanto, la sistematización de la información biológica y estado de conservación conocido para las especies de cetáceos en Chile se presenta como una tarea fundamental a la hora de evaluar un marco general para el diseño de prospecciones destinadas a obtener estimaciones robustas de abundancia, y conformar un programa permanente de investigación que permita monitorear las tendencias de las poblaciones de cetáceos en Chile.

En virtud de estos antecedentes, el proyecto FIPA 2021-18 tiene como Objetivo General el realizar el diseño operacional y de muestreo para la estimación poblacional de cetáceos en las aguas jurisdiccionales de Chile. Los objetivos específicos son: OE1: Realizar una revisión del estado del conocimiento respecto de la distribución y abundancia de los mamíferos marinos presentes en Chile; OE2: Determinar los patrones de distribución de las especies de cetáceos presentes en la zona de estudio, con énfasis en las especies que co-ocurren con la actividad pesquera y acuícola, y para los cuales se dispone de datos de captura incidental, y OE3: Elaborar un diseño de muestreo valorizado, etapificado y validado para la estimación de abundancia poblacional de cetáceos en Chile.

Para alcanzar el OE1 se realizó una revisión exhaustiva de trabajos publicados en revistas de corriente principal, así como de literatura gris, junto con un esfuerzo por aunar bases de datos dispersas entre investigadores e instituciones nacionales, logrando conformar la más completa base de datos unificada de cetáceos para Chile. Además, se desarrollaron fichas estructuradas que condensan la información disponible para 17 especies de cetáceos seleccionadas en aguas chilenas: Ballena azul (*Balaenoptera*

musculus), Ballena fin (*Balaenoptera physalus*), Ballena sei (*Balaenoptera borealis*), Ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*), Ballena franca austral (*Eubalaena australis*), Cachalote (*Physeter macrocephalus*), Calderones negros (*Globicephala melas* y *G. macrorhynchus*); Delfines comunes (*Delphinus delphis* y *D. capensis*), Tursi3n (*Tursiops truncatus*), Delf3n oscuro (*Lagenorhynchus obscurus*), Delf3n austral (*Lagenorhynchus australis*), Delf3n liso del sur (*Lissodelphis peronii*), Delf3n chileno (*Cephalorhynchus eutropia*), Tonina overa (*Cephalorhynchus commersonii*), y Marsopa espinosa (*Phocoena spinipinnis*).

Para alcanzar el OE2 se desarrollaron modelos jer3rquicos bayesianos, los cuales son una herramienta pl3stica para la integraci3n de distintos tipos de fuentes de datos. Este tipo de modelos han comenzado a utilizarse en la estimaci3n de patrones de distribuci3n y abundancia de cet3ceos de manera incipiente, pero otorgan una importante robustez al momento de estimar abundancia y distribuci3n de poblaciones. Una de las ventajas de utilizar tanto los m3todos basados en captura-recaptura como los modelos de muestreo a distancia descritos anteriormente es que log3sticamente estos pueden ser implementados simult3neamente dentro de una prospecci3n. Debido que los registros disponibles para varias especies a la fecha s3lo han sido recabados de manera incidental u oportunistas, se propone una forma alternativa de modelamiento con el fin de estimar sus patrones de distribuci3n mediante modelos de distribuci3n de especies, utilizando diferentes covariables para las especies prioritarias consideradas. A partir de los registros de especies sistematizados en este estudio y los patrones de distribuci3n analizados, podemos ver que, en el caso de los mysticetos, cuatro especies presentan una distribuci3n sesgada hacia aguas costeras (ballenas azul, fin, jorobada y franca) y dos no presentan un sesgo longitudinal aparente (ballenas de Bryde y sei). Para el caso de las ballenas azul, fin y jorobada, su preferencia por aguas costeras productivas se hace evidente durante los meses estivales y de oto3o. Para el resto del a3o sus densidades en aguas costeras tienden a decrecer debido a sus patrones migratorios, aunque el grado de conocimiento con respecto a estos es mayor para la ballena azul que para el resto de las especies. Para el caso de las ballenas francas, su preferencia por aguas costeras presenta una tendencia estacional inversa al resto ya que la mayor parte de los registros ocurren en invierno lo que es congruente con los patrones migratorios sugeridos para la especie. Por su parte el diverso grupo de odontocetos present3 mayor variaci3n en sus patrones de distribuci3n. Delfines chilenos, australes, toninas overas y la marsopa espinosa tienden a distribuirse dentro de las primeras millas de la l3nea de costa. Otros peque3os cet3ceos costeros, como delfines oscuros, tursiones y calderones grises en las zonas central y norte, tienden a utilizar tambi3n aguas ner3ticas m3s alejadas de la costa. Delfines comunes, calderones negros y delfines lisos tienden a utilizar m3s aguas oce3nicas sin dejar de utilizar las aguas costeras en ocasiones. Quiz3s la 3nica especie considerada en este proyecto eminentemente pel3gica se trate de los cachalotes asociados a aguas m3s all3 del talud. Asimismo, se efectuaron estimaciones de probabilidad relativa de encuentro entre cet3ceos y embarcaciones de las flotas pesquera industrial, pesquera artesanal, acu3cola, y de transporte para la corriente de Humboldt y para la zona de la nor-Patagonia. En la corriente de Humboldt se observa un claro patr3n de concentraci3n de embarcaciones entre la pen3nsula de Mejillones y el extremo norte del pa3s, as3 como en aguas de la regi3n del Bio-Bio. Las flotas prominentes en esta zona, contrario a lo observado en la Patagonia norte, corresponden a las flotas pesqueras artesanales e industriales. Las zonas donde ocurre mayor sobreposici3n se vinculan a los puertos de Arica-Antofagasta, Caldera, Coquimbo, Valpara3so y Talcahuano. Por su parte, en la Patagonia Norte se observa un claro patr3n de concentraci3n en el mar interior de Chilo3, desde Puerto Montt hacia el sur pasando por el golfo de Corcovado y canal Moraleda, donde se espera la mayor probabilidad de encuentro entre ballenas azules y embarcaciones. Sin embargo,

en términos absolutos la flota acuícola salmonera representa la flota dominante con cerca del 80% de las embarcaciones que operan el área, por lo que es esta flota la que modula en gran medida las probabilidades de interacción negativa con los cetáceos.

En relación con el OE3, se realizó un diseño de muestreo que identifica cuatro estratos primarios para dividir el área de estudio que considera la zona económica exclusiva (ZEE) de Chile continental. En cada estrato primario propuesto se justifica su definición en base a los antecedentes de la ecología de las especies, aspectos logísticos, y su complementariedad con esfuerzos existentes. Para evaluar el rendimiento de los diferentes diseños de muestreo para estimar la abundancia de las distintas especies de cetáceos se utilizaron simulaciones *in silico*. Para lo anterior, se generaron funciones en R que permitieron simular la distribución y abundancia de una población ficticia, y contrastarla con diferentes escenarios de procesos de muestreo vía transecta lineal para cada estrato primario. En base a lo anterior se evaluó la capacidad de cada diseño para reproducir la abundancia conocida de la población. Diferentes diseños proveen de distintas estadísticas las cuales deben sopesarse con los resultados de las estimaciones de abundancia y su incertidumbre basadas en datos similares, para definir los diseños que optimicen la relación eficiencia/costo. Un programa de tal magnitud requiere de alrededor de 1.000 millones de pesos chilenos anuales para su adecuado desarrollo. Aspectos centrales para la conformación de este potencial programa ASIPA, se discutieron en un taller de expertos y sus conclusiones más relevantes fueron: (i) fortalecer el trabajo desarrollado por IFOP, consolidando un equipo estable de observadores entrenados, (ii) incluir zonas adicionales de monitoreo costeras, fomentando el desarrollo de proyectos FIPA específicos, (iii) el trabajo colaborativo y coordinado entre grupos de investigación es esencial para el éxito del programa, (iv) la incorporación de plataformas de oportunidad es importante para complementar las investigaciones dirigidas, (v) la gobernanza del programa debe considerar el diálogo y la toma de decisiones compartidas entre los actores involucrados como piedra angular para su exitoso desarrollo y (vi) el desarrollo del programa debe ser dinámico y considerar elementos de mejora continua en base a indicadores.

Índice General

1) ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN	1
1.1. Maximizar el uso de datos actuales e históricos	2
1.2. Generación de diseños que maximicen la relación costo-beneficio.....	2
1.3. Integración de múltiples actores.....	2
2) OBJETIVOS DEL PROYECTO.....	3
3) MÉTODOS	4
3.1 Realizar una revisión de estado del conocimiento respecto de la distribución y abundancia de los mamíferos marinos presentes en Chile.	4
3.2. Determinar los patrones de distribución de las especies de cetáceos presentes en la zona de estudio, con énfasis en las especies que coocurren con la actividad pesquera y acuícola, y para los cuales se dispone de datos de captura incidental.	5
3.2.1. Modelos de distribución de especies basados en muestreo a distancia.....	5
3.2.2. Modelos de distribución de especies basados en muestreo de presencia-disponibilidad	7
3.2.3 Estimación de la probabilidad de exposición a actividades pesqueras y acuícolas	7
3.2.4. Estimación de patrones de estacionalidad a partir de datos de monitoreo acústico pasivo .	8
3.3. Elaborar un diseño de muestreo valorizado, etapificado y validado para la estimación de la abundancia poblacional de cetáceos en Chile	9
4) RESULTADOS Y DISCUSIÓN	12
4.1. Objetivo 1: Realizar una revisión de estado del conocimiento respecto de la distribución y abundancia de los mamíferos marinos presentes en Chile.....	12
4.1.1. Estado del conocimiento de los patrones de distribución y abundancia de las especies de cetáceos que ocurren en Chile	12
4.1.1.1. BALLENA AZUL, <i>Balaenoptera musculus</i>	14
4.1.1.2. BALLENA FIN, <i>Balaenoptera physalus</i>	19
4.1.1.3. BALLENA SEI, <i>Balaenoptera borealis</i>	24
4.1.1.4. BALLENA JOROBADA, <i>Megaptera novaeangliae</i>	30
4.1.1.5. BALLENA FRANCA AUSTRAL, <i>Eubalaena australis</i>	44
4.1.1.6. CACHALOTE, <i>Physeter macrocephalus</i>	52
4.1.1.7. DELFÍN COMÚN DE ROSTRO CORTO, <i>Delphinus delphis</i>	59
4.1.1.8. DELFÍN COMÚN DE ROSTRO LARGO, <i>Delphinus capensis</i>	63
4.1.1.9. CALDERÓN DE ALETA LARGA, <i>Globicephala melas</i>	67
4.1.1.10. CALDERÓN DE ALETA CORTA, <i>Globicephala macrorhynchus</i>	71
4.1.1.11. TURSIÓN, <i>Tursiops truncatus</i>	74

4.1.1.12. DELFÍN OSCURO, <i>Lagenorhynchus obscurus</i>	84
4.1.1.13. DELFÍN AUSTRAL, <i>Lagenorhynchus australis</i>	89
4.1.1.14. DELFÍN LISO DEL SUR, <i>Lissodelphis peronii</i>	95
4.1.1.15. DELFÍN CHILENO, <i>Cephalorhynchus eutropia</i>	99
4.1.1.16. TONINA OVERA, <i>Cephalorhynchus commersonii</i>	104
4.1.1.17. MARSOPA ESPINOSA, <i>Phocoena spinipinnis</i>	111
4.1.2. Métodos para la cuantificación de la abundancia y tendencia poblacional de cetáceos ...	123
4.1.3. Avances en técnicas analíticas para la estimación de patrones de distribución y abundancia, con énfasis en la integración de múltiples fuentes de datos.....	123
4.2. Determinar los patrones de distribución de las especies de cetáceos presentes en la zona de estudio, con énfasis en las especies que co-ocurren con la actividad pesquera y acuícola, y para los cuales se dispone de datos de captura incidental.	134
4.2.1. BALLENA AZUL	134
4.2.2. BALLENA FIN	141
4.2.3. BALLENA SEI	146
4.2.4. BALLENA JOROBADA	147
4.2.5. BALLENA FRANCA AUSTRAL	152
4.2.6. CACHALOTE	154
4.2.7. DELFINES COMUNES	158
4.2.8. CALDERÓN NEGRO DE ALETA CORTA Y ALETA LARGA	161
4.2.9. DELFÍN OSCURO	162
4.2.10. DELFÍN AUSTRAL	167
4.2.11. DELFÍN LISO DEL SUR	170
4.2.12. DELFÍN CHILENO	171
4.2.13. MARSOPA ESPINOSA	175
4.2.14. TONINA OVERA	176
4.2.15. TURSIÓN	178
4.2.16. Patrones generales emergentes.....	182
4.2.17. Estimación de la probabilidad de exposición a actividades pesqueras y acuícolas	183
4.3. Elaborar un diseño de muestreo valorizado, etapificado y validado para la estimación de la abundancia poblacional de cetáceos en Chile	193
4.3.1 Opciones de diseño general	194
4.3.2 Evaluación de diseños alternativos en base a simulación	202

4.3.3. Propuesta de diseño de muestreo para la estimación de la abundancia poblacional de cetáceos en Chile	215
5) CONCLUSIONES	225
6) REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	230
7) ANEXOS	238

Índice de Figuras

FIGURA 1. DIAGRAMA CON LA ESTRUCTURA GENERAL DE UN MODELO JERÁRQUICO BAYESIANO PARA LA ESTIMACIÓN DE DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA. LA PRINCIPAL CARACTERÍSTICA ES QUE TODAS LAS PARTES DEL MODELO SE ESTIMAN SIMULTÁNEAMENTE, PERMITIENDO LA PROPAGACIÓN TOTAL DE LA INCERTIDUMBRE. EN ESTE CASO SE CONSIDERA UN MODELO BINOMIAL N DE MEZCLA, PERO OTROS MODELOS TAMBIÉN PUEDEN SER AJUSTADOS. EL MODELO ESTIMA LA PROBABILIDAD DE DETECCIÓN EN BASE AL AJUSTE DE LA CURVA DE DETECCIÓN Y RELACIONA LA CANTIDAD DE INDIVIDUOS (O GRUPOS) OBSERVADOS N CON EL NÚMERO TOTAL DE INDIVIDUOS (O GRUPOS) ESTIMADOS N . ASÍ, LAS ESTIMACIONES DEL EFECTO DE LAS VARIABLES AMBIENTALES SE REALIZAN SOBRE LA VARIABLE LATENTE N . EN ESTE CASO MODELADA CON UNA DISTRIBUCIÓN POISSON INFLADA EN CEROS. TANTO LOS INTERCEPTOS, COMO LOS PARÁMETROS QUE REGULAN EL EFECTO DE CADA VARIABLE AMBIENTAL SOBRE LA DENSIDAD PUEDEN SER FIJOS O ASUMIRSE COMO VARIABLES ALEATORIAS. ESTO ES ÚTIL, POR EJEMPLO, SI SE CUENTA CON DATOS DE VARIOS AÑOS Y SE ESPERA QUE TANTO LA ABUNDANCIA TOTAL COMO LA RELACIÓN ENTRE LA DENSIDAD Y EL AMBIENTE CAMBIE DE AÑO A AÑO. MODELOS COMPLEMENTARIOS PUEDEN ADOSARSE COMPARTIENDO LOS PARÁMETROS QUE REGULAN EL EFECTO DE CADA VARIABLE AMBIENTAL SOBRE LA DENSIDAD Y ASÍ PRESTAR FUERZA ESTADÍSTICA. ESTO PUEDE SER ÚTIL CUANDO LOS DATOS OBTENIDOS MEDIANTE PROSPECCIONES SISTEMÁTICAS SON ESCASOS, PERO SE CUENTA CON DATOS DE OPORTUNIDAD O CUANDO SE REQUIERE INTEGRAR DATOS DE DIFERENTES PLATAFORMAS DE MUESTREO. FINALMENTE, SI MATRICES CON DATOS AMBIENTALES SON INCORPORADOS DIRECTAMENTE EN EL MODELO LAS ESTIMACIONES DE ABUNDANCIA Y LA INCERTIDUMBRE ASOCIADA PUEDE ESTIMARSE EN CONJUNTO CON EL RESTO DEL MODELO EN UN SOLO PASO.....	128
FIGURA 2. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE LA BALLENA AZUL EN AGUAS DE CHILE. LOS PUNTOS ROJOS INDICAN LOS REGISTROS CON LA ESPECIE CONFIRMADA Y AQUELLOS EN COLOR CREMA INDICAN REGISTROS CATALOGADOS COMO PARECIDO A BALLENA AZUL. EL POLÍGONO DE BORDE NEGRO INDICA LA ZONA ECONÓMICA EXCLUSIVA.	135
FIGURA 3. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE LA BALLENA AZUL EN AGUAS DE CHILE SEPARADOS POR ESTACIÓN DEL AÑO.....	136
FIGURA 4. MAPA PREDICTIVO DE LA DISTRIBUCIÓN DE BALLENAS AZULES EN LA PATAGONIA NORTE EXPRESADA COMO PROBABILIDAD RELATIVA DE ENCUENTRO BASADO EN LA COMBINACIÓN DE MODELOS DE DISTRIBUCIÓN Y MODELOS DE MOVIMIENTO. LOS DATOS RECABADOS PARA ESTOS MODELOS FUERON COLECTADOS EN VERANO Y OTOÑO ENTRE 2009 Y 2019. FIGURA EXTRAÍDA DE BEDRIÑANA-ROMANO ET AL. (2021).....	137
FIGURA 5. DETECCIONES DIARIAS ENTRE ENERO 2016 Y FEBRERO 2017 DE CANTOS TIPO “SEP2” DE BALLENAS AZULES DEL PACÍFICO SURORIENTAL, Y VOCALIZACIONES D-CALLS DE BALLENAS AZULES EN LA PATAGONIA NORTE. NO HUBO DETECCIONES DE CANTOS ENTRE AGOSTO Y DICIEMBRE, Y DE D-CALLS ENTRE JUNIO Y NOVIEMBRE. TOMADO DE BUCHAN ET AL. (2021).	138
FIGURA 6. NÚMERO DE SEMANAS POR MES CON PRESENCIA ACÚSTICA DE BALLENAS AZULES DEL PACÍFICO SURORIENTAL EN EL ARCHIPIÉLAGO DE JUAN FERNÁNDEZ, SOBRE UNA SERIE DE TIEMPO DE SEIS AÑOS ENTRE 2007-2009 Y 2014-2016. TOMADO DE BUCHAN ET AL. (2020).	138
FIGURA 7. CURVAS PREDICTIVAS RESULTANTES DE MODELOS GAM QUE REFLEJAN LA RELACIÓN ENTRE LOS PREDICTORES SELECCIONADOS DE LA CORRIENTE DE HUMBOLDT (IFOP) Y LA DENSIDAD DE BALLENAS AZULES EN ESCALA LOGARÍTMICA ($\log(N)$). EN ESTE CASO, LA VARIABILIDAD EN EL LARGO PLAZO DE LA CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA SUPERFICIAL EN ESCALA LOGARÍTMICA (CHLLTSD) Y EL DÍA JULIANO ESTANDARIZADO (JD). TODAS LAS VARIABLES ESTÁN ESTANDARIZADAS POR LO QUE SUS UNIDADES SON DESVIACIONES ESTÁNDAR. BEDRIÑANA-ROMANO ET AL. (2022).....	139
FIGURA 8. MAPA PREDICTIVO DE LA DISTRIBUCIÓN DE BALLENAS AZULES EN LA CORRIENTE DE HUMBOLDT. LOS PUNTOS ROJOS INDICAN LOS AVISTAMIENTOS PARA LA ESPECIE. LOS AVISTAMIENTOS FUERON REALIZADOS EN TODAS LAS ESTACIONES DEL AÑO, EXCEPTO INVIERNO, ENTRE 2017 Y 2020. BEDRIÑANA-ROMANO ET AL. (2022).....	140
FIGURA 9. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE BALLENA FIN EN AGUAS DE CHILE. LOS PUNTOS ROJOS INDICAN LOS REGISTROS CON LA ESPECIE CONFIRMADA. EL POLÍGONO DE BORDE NEGRO INDICA LA ZONA ECONÓMICA EXCLUSIVA.....	142
FIGURA 10. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE LA BALLENA FIN EN AGUAS DE CHILE SEPARADOS POR ESTACIÓN DEL AÑO.....	143
FIGURA 11. DETECCIONES MENSUALES DE CANTOS DE 17-HZ DE BALLENA FIN (BARRAS: DETECCIONES POR HORA DE GRABACIÓN) E INTENSIDAD ACÚSTICA (dB RE:1MPa2 Hz-1) EN LA BANDA DE LOS 16-22 Hz (LÍNEA SOLIDA), Y BANDA DE LOS 84-86 Hz (LINE PUNTEADA) EN LA ZONA DEL ARCHIÉLAGO DE JUAN FERNÁNDEZ, CHILE. LOS X MARCAN MESES SIN DATOS ACÚSTICOS DISPONIBLES. TOMADO DE BUCHAN ET AL. (2019).	143
FIGURA 12. CURVAS PREDICTIVAS RESULTANTES DE MODELOS GAM QUE REFLEJAN LA RELACIÓN ENTRE LOS PREDICTORES SELECCIONADOS Y LA DENSIDAD DE BALLENAS FIN EN ESCALA LOGARÍTMICA ($\log(N)$). EN ESTE CASO, LA VARIABILIDAD EN EL LARGO PLAZO DE LA	

TEMPERATURA SUPERFICIAL DEL MAR (SSTLTSD), LA PROFUNDIDAD (DEPTH), GRADIENTES TERMALES (TG), TEMPERATURA SUPERFICIAL DEL MAR (SST), PENDIENTE DEL FONDO MARINO (SLO), Y ANOMALÍA DE LA TEMPERATURA SUPERFICIAL DEL MAR (SSTA). TODAS LAS VARIABLES ESTÁN ESTANDARIZADAS POR LO QUE SUS UNIDADES SON DESVIACIONES ESTÁNDAR. BEDRIÑANA-ROMANO ET AL. (2022).	144
FIGURA 13. MAPA PREDICTIVO DE LA DISTRIBUCIÓN DE BALLENAS FIN EN LA CORRIENTE DE HUMBOLDT. LOS PUNTOS ROJOS INDICAN LOS AVISTAMIENTOS PARA LA ESPECIE. LOS AVISTAMIENTOS FUERON REALIZADOS EN TODAS LAS ESTACIONES DEL AÑO EXCEPTO INVIERNO ENTRE 2017 Y 2020. BEDRIÑANA-ROMANO ET AL. (2022).	145
FIGURA 14. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE LA BALLENA SEI EN AGUAS DE CHILE. LOS PUNTOS ROJOS INDICAN LOS REGISTROS CON LA ESPECIE CONFIRMADA Y AQUELLOS EN COLOR CREMA INDICAN REGISTROS CATALOGADOS COMO PARECIDO A BALLENA SEI. EL POLÍGONO DE BORDE NEGRO INDICA LA ZONA ECONÓMICA EXCLUSIVA.	146
FIGURA 15. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE LA BALLENA SEI EN AGUAS DE CHILE SEPARADOS POR ESTACIÓN DEL AÑO.	147
FIGURA 16. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE LA BALLENA JOROBADA EN AGUAS DE CHILE. EL POLÍGONO DE BORDE NEGRO INDICA LA ZONA ECONÓMICA EXCLUSIVA.....	148
FIGURA 17. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE LA BALLENA JOROBADA EN AGUAS DE CHILE SEPARADOS POR ESTACIÓN DEL AÑO.	149
FIGURA 19. PROBABILIDAD DE OCURRENCIA DE LA BALLENA JOROBADA UTILIZANDO DATOS DE PRESENCIA-DISPONIBILIDAD PARA LOS MESES DE VERANO Y OTOÑO. EL ÁREA DE ESTUDIO SELECCIONADA CORRESPONDE LA ZONA ECONÓMICA EXCLUSIVA DE CHILE ENTRE LOS 18°S Y LOS 47°S. AGUAS AL SUR DE ESTA ÁREA NO POSEEN SUFICIENTES DATOS DE IMÁGENES SATELITALES QUE PERMITAN AJUSTAR MODELOS DE DISTRIBUCIÓN. DATOS NO PUBLICADOS.	151
FIGURA 20. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE LA BALLENA FRANCA AUSTRAL EN AGUAS DE CHILE. EL POLÍGONO DE BORDE NEGRO INDICA LA ZONA ECONÓMICA EXCLUSIVA.....	152
FIGURA 21. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE LA BALLENA FRANCA AUSTRAL EN AGUAS DE CHILE SEPARADOS POR ESTACIÓN DEL AÑO.	153
FIGURA 22. DÍAS POR MES CON PRESENCIA ACÚSTICA (UNA O MÁS DETECCIONES DIARIAS) DE BALLENA FRANCA AUSTRAL ENTRE AGOSTO 2018 Y JULIO 2019 EN PUÑIHUIL, CHILOÉ, PATAGONIA NORTE. TOMADO DE ROJAS-CERDA ET AL. (2021).	154
FIGURA 23. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE CACHALOTES EN AGUAS DE CHILE. EN ROJO LOS REGISTROS DE LA ESPECIE CONFIRMADOS Y EN CREMA LOS REGISTROS QUE FUERON CATALOGADOS COMO PARECIDOS A CACHALOTE. EL POLÍGONO DE BORDE NEGRO INDICA LA ZONA ECONÓMICA EXCLUSIVA.....	155
FIGURA 24. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE CACHALOTES EN AGUAS DE CHILE SEPARADOS POR ESTACIÓN DEL AÑO.	156
FIGURA 25. CURVAS PREDICTIVAS RESULTANTES DE MODELOS GAM QUE REFLEJAN LA RELACIÓN ENTRE LOS PREDICTORES SELECCIONADOS Y LA DENSIDAD DE CACHALOTES EN ESCALA LOGARÍTMICA (LOG(N)). EN ESTE CASO, LA VARIABILIDAD EN EL LARGO PLAZO DE LA CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA SUPERFICIAL EN ESCALA LOGARÍTMICA (CHLLTSD), LA CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA INTEGRADA TRES MESES ANTES DEL MUESTREO EN ESCALA LOGARÍTMICA (LOGCHL). TODAS LAS VARIABLES ESTÁN ESTANDARIZADAS POR LO QUE SUS UNIDADES SON DESVIACIONES ESTÁNDAR. BEDRIÑANA-ROMANO ET AL. (2022).	156
FIGURA 26. MAPA PREDICTIVO DE LA DISTRIBUCIÓN DE CACHALOTES EN LA CORRIENTE DE HUMBOLDT. LOS PUNTOS ROJOS INDICAN LOS AVISTAMIENTOS PARA LA ESPECIE. LOS AVISTAMIENTOS FUERON REALIZADOS EN TODAS LAS ESTACIONES DEL AÑO EXCEPTO INVIERNO ENTRE 2017 Y 2020. BEDRIÑANA-ROMANO ET AL. (2022).	157
FIGURA 27. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE DELFINES COMUNES EN AGUAS DE CHILE. EN ROJO LOS REGISTROS DE D. DELPHIS, EN VERDE LOS REGISTROS DE D. CAPENSIS, Y EN COLOR CREMA LOS REGISTROS QUE SOLO IDENTIFICARON EL GÉNERO. EL POLÍGONO DE BORDE NEGRO INDICA LA ZONA ECONÓMICA EXCLUSIVA.....	158
FIGURA 28. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE DELFINES COMUNES EN AGUAS DE CHILE SEPARADOS POR ESTACIÓN DEL AÑO.	159
FIGURA 29. CURVA PREDICTIVA RESULTANTE DEL MODELO GAM QUE REFLEJA LA RELACIÓN ENTRE EL PREDICTOR SELECCIONADO Y LA DENSIDAD DE DELFINES COMUNES (A NIVEL DE GÉNERO) EN ESCALA LOGARÍTMICA (LOG(N)). EN ESTE CASO LA TEMPERATURA SUPERFICIAL DEL MAR PROMEDIO DE CUATRO AÑOS DE ESTUDIO (SSTLT). LA VARIABLE ESTÁ ESTANDARIZADA POR LO QUE SUS UNIDADES SON DESVIACIONES ESTÁNDAR. BEDRIÑANA-ROMANO ET AL. (2022).	159
FIGURA 30. MAPA PREDICTIVO DE LA DISTRIBUCIÓN DE DELFINES COMUNES (A NIVEL DE GÉNERO) EN LA CORRIENTE DE HUMBOLDT. LOS PUNTOS ROJOS INDICAN LOS AVISTAMIENTOS DE DELFINES COMUNES. LOS AVISTAMIENTOS FUERON REALIZADOS EN TODAS LAS ESTACIONES DEL AÑO EXCEPTO LOS INVIERNOS ENTRE 2017 Y 202 SIN ESFUERZO. BEDRIÑANA-ROMANO ET AL. (2022).	160
FIGURA 31. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE CALDERONES NEGROS EN AGUAS DE CHILE. EN ROJO LOS REGISTROS DE GLOBICEPHALA MELAS, EN VERDE LOS REGISTROS DE G. MACRORHYNCHUS, Y EN CREMA LOS REGISTROS QUE SÓLO IDENTIFICARON EL GÉNERO. EL POLÍGONO DE BORDE NEGRO INDICA LA ZONA ECONÓMICA EXCLUSIVA.	161

FIGURA 32. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE CALDERONES NEGROS EN AGUAS DE CHILE SEPARADOS POR ESTACIÓN DEL AÑO.	162
FIGURA 33. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE DELFINES OSCURO EN AGUAS DE CHILE. EL POLÍGONO DE BORDE NEGRO INDICA LA ZONA ECONÓMICA EXCLUSIVA	163
FIGURA 34. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE DELFINES OSCURO EN AGUAS DE CHILE SEPARADOS POR ESTACIÓN DEL AÑO.	164
FIGURA 35. CURVAS PREDICTIVAS RESULTANTES DE MODELOS GAM QUE REFLEJAN LA RELACIÓN ENTRE LOS PREDICTORES SELECCIONADOS Y LA DENSIDAD DE DELFINES OSCUROS EN ESCALA LOGARÍTMICA (LOG(N)). EN ESTE CASO LA VARIABILIDAD EN EL LARGO PLAZO DE LA CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA SUPERFICIAL EN ESCALA LOGARÍTMICA (CHLLTSD), LA VARIABILIDAD EN EL LARGO PLAZO DE LA TEMPERATURA SUPERFICIAL DEL MAR (CHLLTSD), LA CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA INTEGRADA TRES MESES ANTES DEL MUESTREO EN ESCALA LOGARÍTMICA (LOGCHL), LA PROFUNDIDAD (DEPTH), Y EL ROTACIONAL DEL ESFUERZO DEL VIENTO MENSUAL A 10 METROS SOBRE EL MAR (CURL10M). TODAS LAS VARIABLES ESTÁN ESTANDARIZADAS POR LO QUE SUS UNIDADES SON DESVIACIONES ESTÁNDAR. BEDRIÑANA-ROMANO ET AL. (2022).....	165
FIGURA 36. MAPA PREDICTIVO DE LA DISTRIBUCIÓN DE DELFINES OSCUROS EN LA CORRIENTE DE HUMBOLDT. LOS PUNTOS ROJOS INDICAN LOS AVISTAMIENTOS PARA LA ESPECIE. LOS AVISTAMIENTOS FUERON REALIZADOS EN TODAS LAS ESTACIONES DEL AÑO EXCEPTO LOS INVIERNOS ENTRE 2017 Y 2020. BEDRIÑANA-ROMANO ET AL. (2022).	166
FIGURA 37. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE DELFINES AUSTRALES EN AGUAS DE CHILE. EL POLÍGONO DE BORDE NEGRO INDICA LA ZONA ECONÓMICA EXCLUSIVA.	167
FIGURA 38. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE DELFINES AUSTRALES EN AGUAS DE CHILE SEPARADOS POR ESTACIÓN DEL AÑO.	168
FIGURA 39. CURVAS PREDICTIVAS RESULTANTES DE MODELOS GAM QUE REFLEJAN LA RELACIÓN ENTRE LOS PREDICTORES SELECCIONADOS Y LA DENSIDAD DE DELFINES AUSTRALES EN LOS MESES DE VERANO Y OTOÑO EN ESCALA LOGARÍTMICA (LOG(N)) EN LA PATAGONIA NORTE. EN ESTE CASO LA PROFUNDIDAD (DEPTH), DISTANCIA A LA COSTA (DC), DENSIDAD DE BOSQUES DE MACROALGAS (DENK4), Y TEMPERATURA SUPERFICIAL DEL MAR (SST). VIDDI ET AL. (EN PREPARACIÓN).....	168
FIGURA 40. MAPA PREDICTIVO DE LA DISTRIBUCIÓN DE DELFINES AUSTRALES EN LA PATAGONIA NORTE. LOS PUNTOS ROJOS INDICAN LOS AVISTAMIENTOS PARA LA ESPECIE. LOS AVISTAMIENTOS FUERON REALIZADOS EN VERANO Y OTOÑO ENTRE 2009 Y 2019. BEDRIÑANA-ROMANO ET AL. (EN PREPARACIÓN).....	169
FIGURA 41. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE DELFÍN LISO DEL SUR EN AGUAS DE CHILE. EL POLÍGONO DE BORDE NEGRO INDICA LA ZONA ECONÓMICA EXCLUSIVA.	170
FIGURA 42. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DEL DELFÍN LISO DEL SUR EN AGUAS DE CHILE SEPARADOS POR ESTACIÓN DEL AÑO.	171
FIGURA 43. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE DELFÍN CHILENO EN AGUAS DE CHILE. EL POLÍGONO DE BORDE NEGRO INDICA LA ZONA ECONÓMICA EXCLUSIVA.	172
FIGURA 44. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DEL DELFÍN CHILENO EN AGUAS DE CHILE SEPARADOS POR ESTACIÓN DEL AÑO.	173
FIGURA 45. CURVAS PREDICTIVAS RESULTANTES DE MODELOS GAM QUE REFLEJAN LA RELACIÓN ENTRE LOS PREDICTORES SELECCIONADOS Y LA DENSIDAD DE DELFINES CHILENOS EN LOS MESES DE VERANO Y OTOÑO EN LA PATAGONIA NORTE EN ESCALA LOGARÍTMICA (LOG(N)). EN ESTE CASO LA PROFUNDIDAD (DEPTH), DISTANCIA A LOS RÍOS (DR), COMPLEJIDAD DE LA COSTA (CC), SALINIDAD SUPERFICIAL DEL MAR (SAL) Y LLUVIA PROMEDIO ANUAL (RAIN). BEDRIÑANA-ROMANO ET AL. (EN PREPARACIÓN).	173
FIGURA 46. MAPA PREDICTIVO DE LA DISTRIBUCIÓN DE DELFINES CHILENOS EN LA PATAGONIA NORTE. LOS PUNTOS ROJOS INDICAN LOS AVISTAMIENTOS PARA LA ESPECIE. LOS AVISTAMIENTOS FUERON REALIZADOS EN VERANO Y OTOÑO ENTRE 2009 Y 2019. BEDRIÑANA-ROMANO ET AL. (EN PREPARACIÓN).....	174
FIGURA 47. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE MARSOPA ESPINOSA EN AGUAS DE CHILE. EL POLÍGONO DE BORDE NEGRO INDICA LA ZONA ECONÓMICA EXCLUSIVA.	175
FIGURA 48. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE MARSOPA ESPINOSA EN AGUAS DE CHILE SEPARADOS POR ESTACIÓN DEL AÑO.	176
FIGURA 49. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE TONINA OVERA EN AGUAS DE CHILE. EL POLÍGONO DE BORDE NEGRO INDICA LA ZONA ECONÓMICA EXCLUSIVA.	177
FIGURA 50. DISTRIBUCIÓN DE LOS REGISTROS DE TONINA OVERA EN AGUAS DE CHILE SEPARADOS POR ESTACIÓN DEL AÑO.	178
FIGURA 56. DENSIDAD DE EMBARCACIONES (VD) COMO EL NÚMERO PROMEDIO DE EMBARCACIONES/KM ² /DÍA, PARA LA FLOTA ACUÍCOLA EN LA PATAGONIA NORTE (A-B). PROBABILIDAD DE ENCUENTRO RELATIVA ENTRE DELFINES AUSTRALES Y EMBARCACIONES (RPDVE) PARA LA FLOTA ACUÍCOLA (C-D). VIDDI ET AL. (EN PREPARACIÓN).	185
FIGURA 57. DENSIDAD DE EMBARCACIONES (VD) COMO EL NÚMERO PROMEDIO DE EMBARCACIONES/KM ² /DÍA, PARA LA FLOTA ACUÍCOLA EN LA PATAGONIA NORTE (A-B). PROBABILIDAD DE ENCUENTRO RELATIVA ENTRE DELFINES CHILENOS Y EMBARCACIONES (RPDVE) DE LA FLOTA ACUÍCOLA (C-D). BEDRIÑANA-ROMANO ET AL. (EN PREPARACIÓN).	186

FIGURA 58. DENSIDAD DE EMBARCACIONES (VD) COMO EL NÚMERO PROMEDIO DE EMBARCACIONES/ $\text{km}^2/\text{DÍA}$ EN LA CORRIENTE DE HUMBOLDT, PARA LA FLOTA PESQUERA ARTESANAL (A), FLOTA PESQUERA INDUSTRIAL (B), FLOTA DE TRANSPORTE (C) Y FLOTA ACUÍCOLA (D). LOS TRIÁNGULOS DE COLORES INDICAN LA POSICIÓN DE LOS PUERTOS PRINCIPALES. BEDRIÑANA-ROMANO ET AL. (2022). 187

FIGURA 59. PROBABILIDAD DE ENCUENTRO RELATIVA ENTRE CETÁCEOS Y EMBARCACIONES (RPCVE) PARA LA FLOTA PESQUERA ARTESANAL (A-E), FLOTA PESQUERA INDUSTRIAL (F-J), FLOTA DE TRANSPORTE (K-O) Y FLOTA ACUÍCOLA (P-T). LAS COLUMNAS MUESTRAN LOS RESULTADOS PARA BALLENAS FIN (A, F, K, P), BALLENAS AZULES (B, G, L, Q), CACHALOTES (C, H, M, R), DELFINES OSCUROS (D, I, N, S) Y DELFINES COMUNES (E, J, O, T). LOS TRIÁNGULOS DE COLORES INDICAN LA POSICIÓN DE LOS PUERTOS PRINCIPALES. BEDRIÑANA-ROMANO ET AL. (2022). 189

Índice de Tablas

TABLA 1. SÍNTESIS DE INFORMACIÓN DE LAS FICHAS SOBRE ASPECTOS ESPACIALES, DIETA, DEMOGRAFÍA E INTERACCIONES PARA 17 ESPECIES DE CETÁCEOS PARA LOS CUALES SE DISPONE DE DATOS DE INTERACCIÓN CON ACTIVIDADES PESQUERAS Y ACUÍCOLA EN AGUAS CHILENAS. LA INFORMACIÓN REPRESENTA EL CONOCIMIENTO ACTUAL QUE SE DISPONE PARA AGUAS DE CHILE. EL ESTADO DE CONSERVACIÓN ES BASADO EN LA LISTA DE CLASIFICACIÓN DE ESPECIES DEL MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE DE CHILE, QUE EN MUCHOS CASOS ESTA DESACTUALIZADA. SE HA OMITIDO DE LA TABLA OTROS ASPECTOS BIOLÓGICOS/ECOLÓGICOS DE LAS RESPECTIVAS ESPECIES. VER FICHAS PARA MAYOR INFORMACIÓN.....118

TABLA 2. RESUMEN DE MÉTODOS UTILIZADOS PARA LA ESTIMACIÓN DE ABUNDANCIA Y OTROS PARÁMETROS Y VARIABLES DERIVADAS (SIN SER EXHAUSTIVA EN TODOS LOS TIPOS DE MODELOS DISPONIBLES). LAS CATEGORÍAS NO SON EXCLUYENTES, YA QUE MUCHOS MODELOS PUEDEN SER COMBINADOS.....132

TABLA 3. DETALLE DE LA LOCALIZACIÓN, FECHA, NÚMERO DE INDIVIDUOS INVOLUCRADOS Y FLOTA, DE LAS CAPTURAS INCIDENTALES (QUE PUEDEN TENER RESULTADO DE MUERTE O NO) DE CETÁCEOS EN BASE DE DATOS DE IFOP (FIGURA 56).....192

TABLA 4. RESUMEN DE LAS ESPECIES OBJETIVO Y PRINCIPALES FLOTAS CON QUE SE SOBREPONE SU DISTRIBUCIÓN POR CADA ESTRATO. QUE UNA ESPECIE NO SEA OBJETIVO DE UN ESTRATO NO SIGNIFICA QUE LA MISMA NO ESTÉ PRESENTE, SOLAMENTE INDICA QUE SU PRESENCIA ES POCO PROBABLE DADO EL MÉTODO UTILIZADO EN CADA ESTRATO. DE FORMA SIMILAR EL HECHO DE QUE UNA FLOTA DE EMBARCACIONES NO SE ENCUENTRE SEÑALADA PARA UN ESTRATO O ESPECIE INDICA QUE SU SOBREPONCIÓN ES LEVE O QUE LA DENSIDAD DE EMBARCACIONES DE DICHA FLOTA EN EL ESTRATO ES MUY BAJA.....201

TABLA 5. RESUMEN DE LAS MÉTRICAS QUE DESCRIBEN LOS DISTINTOS DISEÑOS DE MUESTREO EVALUADOS PARA LOS CASOS DE ESTUDIO 1, 2 Y 3. LAS DISTANCIAS TOTALES RECORRIDAS POR ESTRATO INCLUYEN LOS PASOS ENTRE TRANSECTOS. LAS HORAS NECESARIAS PARA RECORRER LAS DISTANCIAS INDICADAS SE CALCULARON UTILIZANDO UNA VELOCIDAD CRUCERO DE 8 NUDOS ($\sim 15 \text{ km/h}$). LOS DÍAS NECESARIOS PARA REALIZAR LAS PROSPECCIONES SE CALCULARON ASUMIENDO 10 HORAS DE TRABAJO DIARIO. LOS VALORES DE CADA PROSPECCIÓN EXPRESADAS EN DÓLARES ESTADOUNIDENSES CONSIDERAN LAS TARIFAS CORRESPONDIENTES AL ABATE MOLINA PARA PARTICULARES (VALOR EXTERNO) Y PARA INVESTIGADORES DEL IFOP (VALOR IFOP).....205

TABLA 6. DESEMPEÑO DE LOS DISTINTOS DISEÑOS DE MUESTREO PARA EL CASO DE ESTUDIO 1 SOBRE UNA ESPECIE CON DISTRIBUCIÓN SESGADA HACIA LA COSTA. SE PROVEEN LA MEDIA, DESVIACIÓN ESTÁNDAR (SD), COEFICIENTE DE VARIACIÓN (CV), MEDIANA E INTERVALO DE CREDIBILIDAD (Q2,5%-Q97,5%) PARA LAS ESTIMACIONES DE ABUNDANCIA. EN BASE A LAS DISTRIBUCIONES POSTERIORES DE LAS ESTIMACIONES SE CALCULÓ LA PROPORCIÓN DE VALORES SOBRE EL VALOR REAL, EL CUAL DEBERÍA SER IGUAL A 0,5 PARA UNA ESTIMACIÓN PERFECTAMENTE CENTRADA ALREDEDOR DEL VALOR REAL. LA PROPORCIÓN ENTRE EL VALOR DE ABUNDANCIA REAL Y LA MEDIANA DE LA ESTIMACIÓN PROVEE UN INDICADOR DE LA MAGNITUD DE SOBRE O SUBESTIMACIÓN (SESGO), LA CUAL SE EXPRESA EN DIFERENCIA PORCENTUAL EN LA ÚLTIMA COLUMNA. VALORES NEGATIVOS INDICAN PORCENTAJE DE SUBESTIMACIÓN Y VALORES POSITIVOS PORCENTAJE DE SOBRESTIMACIÓN.....206

TABLA 7. DESEMPEÑO DE LOS DISTINTOS DISEÑOS DE MUESTREO PARA EL CASO DE ESTUDIO 2. SE PROVEEN LA MEDIA, DESVIACIÓN ESTÁNDAR (SD), COEFICIENTE DE VARIACIÓN (CV), MEDIANA E INTERVALO DE CREDIBILIDAD (Q2,5%-Q97,5%) PARA LAS ESTIMACIONES DE ABUNDANCIA. EN BASE A LAS DISTRIBUCIONES POSTERIORES DE LAS ESTIMACIONES SE CALCULÓ LA PROPORCIÓN DE VALORES SOBRE EL VALOR REAL, EL CUAL DEBERÍA 0,5 PARA UNA ESTIMACIÓN PERFECTAMENTE CENTRADA ALREDEDOR DEL VALOR REAL. LA PROPORCIÓN ENTRE EL VALOR DE ABUNDANCIA REAL Y LA MEDIANA DE LA ESTIMACIÓN PROVEE UN INDICADOR DE LA

MAGNITUD DE SOBRE O SUBESTIMACIÓN (SESGO), LA CUAL SE EXPRESA EN DIFERENCIA PORCENTUAL EN LA ÚLTIMA COLUMNA. VALORES NEGATIVOS INDICAN PORCENTAJE DE SUBESTIMACIÓN Y VALORES POSITIVOS PORCENTAJE DE SOBREESTIMACIÓN.....	206
TABLA 8. DESEMPEÑO DE LOS DISTINTOS DISEÑOS DE MUESTREO PARA EL CASO DE ESTUDIO 3. SE PROVEEN LA MEDIA, DESVIACIÓN ESTÁNDAR (SD), COEFICIENTE DE VARIACIÓN (CV), MEDIANA E INTERVALO DE CREDIBILIDAD (Q2,5%-Q97,5%) PARA LAS ESTIMACIONES DE ABUNDANCIA. EN BASE A LAS DISTRIBUCIONES POSTERIORES DE LAS ESTIMACIONES SE CALCULÓ LA PROPORCIÓN DE VALORES SOBRE EL VALOR REAL, EL CUAL DEBERÍA 0,5 PARA UNA ESTIMACIÓN PERFECTAMENTE CENTRADA ALREDEDOR DEL VALOR REAL. LA PROPORCIÓN ENTRE EL VALOR DE ABUNDANCIA REAL Y LA MEDIANA DE LA ESTIMACIÓN PROVEE UN INDICADOR DE LA MAGNITUD DE SOBRE O SUBESTIMACIÓN (SESGO), LA CUAL SE EXPRESA EN DIFERENCIA PORCENTUAL EN LA ÚLTIMA COLUMNA. VALORES NEGATIVOS INDICAN PORCENTAJE DE SUBESTIMACIÓN Y VALORES POSITIVOS PORCENTAJE DE SOBREESTIMACIÓN.....	210
TABLA 9. VALORES REALES DE ABUNDANCIA DE LAS POBLACIONES SIMULADAS CORRESPONDIENTES A LOS CASOS DE ESTUDIO 1 Y 2 DURANTE 15 AÑOS CON UNA TASA DE CRECIMIENTO DE -0,3. SE PROVEE DE LA MEDIANA, EL INTERVALO DE CREDIBILIDAD Y COEFICIENTE DE VARIACIÓN PARA LAS ESTIMACIONES DE ABUNDANCIA UTILIZANDO EL DISEÑO DE MUESTREO 6. LA PROPORCIÓN ENTRE EL VALOR DE ABUNDANCIA REAL (N REAL) Y LA MEDIANA DE LA ESTIMACIÓN PROVEE UN INDICADOR DE LA MAGNITUD DE SOBRE O SUBESTIMACIÓN (SESGO), LA CUAL SE EXPRESA EN DIFERENCIA PORCENTUAL EN LA ÚLTIMA COLUMNA. VALORES NEGATIVOS INDICAN PORCENTAJE DE SUBESTIMACIÓN Y VALORES POSITIVOS PORCENTAJE DE SOBREESTIMACIÓN.....	213
TABLA 10: COSTOS DE PROSPECTAR LOS ESTRATOS 1 Y 2 UTILIZANDO EL ABATE MOLINA CON DEDICACIÓN EXCLUSIVA AL PROYECTO.....	216
TABLA 11: COSTOS DESGLOSADOS DE LA COMPONENTE HUMANA Y COSTOS OPERATIVOS DEL ESTRATO 3 PARA FINANCIAR EL PROGRAMA QUINQUENAL DE ESTIMACIÓN DE ABUNDANCIA DE CETÁCEOS EN CHILE EN PESOS CHILENOS.....	223
TABLA 12: COSTOS TOTALES DEL PROGRAMA QUINQUENAL DE ESTIMACIÓN DE ABUNDANCIA DE CETÁCEOS EN CHILE.....	224

1) ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

La política adoptada por el Estado de Chile en relación con los cetáceos durante las últimas décadas se ha orientado a la protección de estas especies sin hacer uso consuntivo de ellas. La mayoría de las especies se encuentran incluidas en convenios internacionales suscritos por el país como la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES), Comisión Ballenera Internacional (CBI), y la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS), entre otras, con el objeto de conservar sus poblaciones y hábitats. A nivel nacional, un hito relevante ocurre en 2008, a través de la promulgación de la ley 20.293 se establece la prohibición dar muerte, cazar, capturar, acosar, tener, poseer, transportar, desembarcar, elaborar o realizar cualquier proceso de transformación, así como la comercialización o almacenamiento de cualquier especie de cetáceos que habiten o surquen los espacios marítimos de soberanía y jurisdicción nacional. Más recientemente, se han reforzado las indicaciones de la Ley de Protección de Mamíferos Marinos (Marine Mammal Protection Act: MMPA) de Estados Unidos de Norteamérica, que establece sanciones a las importaciones de productos pesqueros y acuícolas de países que incurran en malas prácticas y niveles insostenibles de mortalidad incidental de mamíferos marinos. Uno de los principales conceptos de la MMPA es el Nivel Potencial de Remoción Biológica (Potential Biological Removal Level, o PBR), que corresponde al número máximo de animales, sin considerar la mortalidad natural, que pueden ser removidos de una población de mamíferos marinos por actividades humanas sin perjudicar el óptimo sustentable de la población. Para calcular el parámetro anterior, es necesario disponer de estimaciones de abundancia poblacional robustas y actualizadas en el tiempo, las cuales actualmente son muy escasas a nivel nacional.

El disponer de estimaciones de abundancia para las especies de cetáceos en Chile no es una tarea sencilla, considerando la extensión de las aguas jurisdiccionales del país y la complejidad de su geomorfología costera, especialmente al sur de los 41°S. Se debe agregar las dificultades logísticas asociadas a las condiciones meteorológicas y características remotas de algunas zonas (especialmente en la zona sur austral o aquellas de hábitat oceánicos) que influyen en cuanto a recursos económicos y humanos. A esto se debe también agregar la gran diversidad de especies de cetáceos que ostenta el país ($n=41$, Aguayo-Lobo et al. 1998), y las radicales diferencias en cuanto a sus patrones de distribución y rasgos de historia de vida, entre otras diferencias ecológicas.

En base a estas limitaciones, un apropiado diseño de muestreo debe considerar los siguientes criterios orientadores, cuyas implicancias prácticas serán abordadas en la sección de métodos.

1.1. Maximizar el uso de datos actuales e históricos

La sistematización de la información biológica y estado de conservación disponible para las especies de cetáceos en Chile se presenta como una tarea fundamental para evaluar un marco general del diseño de prospecciones destinadas a obtener estimaciones robustas de abundancia. Esto, sin duda, debe recoger la información disponible publicada en la literatura científica, en la literatura gris, como también el conocimiento y la experiencia de campo de investigadores e investigadoras en el territorio nacional. Considerando que en el país ya existen esfuerzos realizados para la estimación de patrones de distribución y abundancia para algunas pocas especies de cetáceos, es posible evaluar la integración de datos colectados con antelación con aquellos emanados de nuevas prospecciones. Además, el uso de los datos disponibles puede ser utilizado para alimentar con datos realistas, simulaciones *in silico* con el fin de evaluar cuantitativamente diseños alternativos de muestreo.

1.2. Generación de diseños que maximicen la relación costo-beneficio

Si bien es posible encontrar en la literatura científica diseños de muestreo para la estimación de abundancia de cetáceos que gozan de los más altos estándares, y una optimización basada en programas de investigación de largo plazo, estos protocolos son difíciles de implementar dadas las condiciones de una variada conformación costera, presupuestarias y logísticas en Chile. Atendiendo la actual situación sanitaria, social y económica del país y el mundo, es particularmente importante procurar la mayor eficiencia de los diseños de muestreo evaluados, intentando minimizar los costos asociados. Para lo anterior, es necesario integrar la información disponible (como se mencionó anteriormente), evaluar el uso de nuevas herramientas tecnológicas (*e.g.*, herramientas acústicas), combinar múltiples plataformas y métodos de muestreo, para finalmente implementar un marco analítico que combine la heterogeneidad de fuentes de información de forma integrativa, flexible y eficiente. Por lo tanto, es fundamental fomentar la asociatividad tanto en el interior del mundo académico como con la multiplicidad de actores en el maritorio.

1.3. Integración de múltiples actores

Un objetivo tan ambicioso como la estimación de abundancia de las especies de cetáceos en Chile, debe considerar la integración de múltiples actores, inclusive externa a la academia y organismos técnicos. El objetivo encomendado requiere de la articulación de las y los investigadores y sus equipos de trabajo presentes a lo largo del país. Por otro lado, actores del maritorio chileno como la industria

turística y de transporte, la armada y cruceros de investigación dedicados a otras temáticas, pueden ser acoplados a un diseño de muestreo como plataformas de oportunidad, que permita reducir los costos asociados al monitoreo sistemático y continuo en el tiempo.

2) OBJETIVOS DEL PROYECTO

2.1. Objetivo General

Realizar el diseño operacional y de muestreo para la estimación poblacional de cetáceos en las aguas jurisdiccionales de Chile.

2.2 Objetivos Específicos

2.2.1. Realizar una revisión de estado del conocimiento respecto de la distribución y abundancia de 17 especies de cetáceos presentes en Chile.

2.2.2. Determinar los patrones de distribución de las especies de cetáceos presentes en la zona de estudio, con énfasis en las especies que co-ocurren con la actividad pesquera y acuícola, y para los cuales se dispone de datos de captura incidental.

2.2.3. Elaborar un diseño de muestreo valorizado, etapificado y validado para la estimación de abundancia poblacional de cetáceos en Chile.

3) MÉTODOS

OBJETIVO ESPECÍFICO 1

3.1 Realizar una revisión de estado del conocimiento respecto de la distribución y abundancia de los mamíferos marinos presentes en Chile.

Se realizó una revisión exhaustiva en base a trabajos publicados en revistas de corriente principal, así como literatura gris sobre las siguientes temáticas, de acuerdo con los objetivos del proyecto:

- a) El conocimiento de los patrones de distribución, abundancia, y aspectos de la historia de vida de 17 especies de cetáceos seleccionados en acuerdo con la contraparte técnica (Acta de reunión de coordinación con fecha 07 septiembre 2021) que co-ocurren con la actividad pesquera y acuícola en Chile.
- b) Métodos para la cuantificación de la abundancia y tendencia de poblaciones de cetáceos. Diseño de muestreo y colecta de datos en base a muestreo a distancia, captura-recaptura, monitoreo acústico pasivo y moleculares, entre otros.
- c) Avances en técnicas analíticas para la estimación de patrones de distribución y abundancia, con énfasis en la integración de múltiples fuentes de datos.
- d) Estándares utilizados bajo el alero de la Marine Mammal Protection Act (MMPA) para la evaluación de poblaciones de cetáceos, incluida la información sensible e indispensable para la estimación del PBR.

Estos puntos fueron agrupados dentro del plan de actividades bajo el nombre de revisión bibliográfica.

OBJETIVO ESPECÍFICO 2

3.2. Determinar los patrones de distribución de las especies de cetáceos presentes en la zona de estudio, con énfasis en las especies que coocurren con la actividad pesquera y acuícola, y para los cuales se dispone de datos de captura incidental.

3.2.1. Modelos de distribución de especies basados en muestreo a distancia

Para las prospecciones sistemáticas realizadas en la corriente de Humboldt por parte del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) y la Patagonia Norte por del Centro Ballena Azul (CBA) utilizando muestreo a distancia, se usó el método basado en la ecuación standard para transectos lineales (Buckland et al. 2001), donde la densidad de grupos D_i se obtiene dividiendo el número de grupo (n_i) por el área efectivamente cubierta (AES_i , por sus siglas en ingles) para cada UM i (Unidad de Muestreo):

$$D_i = \frac{n_i}{AES_i}$$

AES_i depende de las condiciones de observación las cuales son modeladas mediante el ajuste de la curva de detección como sigue:

$$AES_i = 2 * L_i * W * p_i * g(0)_i$$

donde L_i corresponde al largo de cada UM en km, $g(0)_i$ es a la probabilidad de detección en la línea del transecto, lo cual en ausencia de datos de muestreo multiplataforma se asume el valor 1, p_i se deriva de la curva de detección (Chelgren et al. 2011) la cual se obtiene al ajustar una distribución media-normal cuyo único parámetro σ_i puede ser modelado como una función de variables de observación:

$$\sigma_i = e^{(Y_i\alpha)}$$

α corresponde a un vector de coeficiente e Y_i la matriz de diseño con las covariables de observación correspondientes. AES_i fue calculado para cada UM en base a los resultados de la curva de detección, y luego utilizado como término de desplazamiento (offset) dentro de modelos generalizados aditivos (GAM), donde la variable respuesta (n_i) se modeló en función de predictores ambientales utilizando una distribución Tweedie (Hastie & Tibshirani 1990; Miller et al. 2013).

Se utilizó la opción de máxima verosimilitud restringida (REML) para optimizar la estimación de los parámetros, y un proceso de selección variable que usa el enfoque de contracción para modificar la

penalización del suavizado (Marra & Wood 2011). Los predictores ambientales que tuvieron p valores $> 0,05$ fueron removidos, y luego los modelo reajustados para asegurar que todas las variables fueran significativas (Redfern et al. 2017; Roberts et al. 2016). Métricas establecidas para comparar el rendimiento de los modelos fueron utilizadas, incluyendo el criterio de información de Akaike (AIC; Akaike 1973), el puntaje de REML, el porcentaje de devianza explicado, la raíz del error medio al cuadrado (RMSE), basándose en validación cruzada (10-fold), la proporción de la densidad observada versus predicha (ROP), y la inspección visual de las densidades predichas.

Para la Patagonia norte se utilizó el caso de la ballena azul usando un modelo jerárquico bayesiano binomial N-mixture (BNMM), el cual contempla diferentes partes (Chelgren et al. 2011; Bedriñana-Romano et al. 2018). Se utilizó un modelo con una distribución de Poisson inflada en ceros para la abundancia de grupos de cetáceos N_i en cada UM i :

$$Pr\{N_i > 0\} = \sum \psi \frac{\lambda_i^{N_i} e^{-\lambda_i}}{N_i!}$$

donde ψ estima la probabilidad de encontrar un valor distinto a cero, y λ_i corresponde a la media tradicional de la distribución de Poisson, la cual depende de la exponencial de la siguiente función lineal:

$$\lambda_i = \text{Área}_i * e^{(\beta_0 + \beta X_i)}$$

Área, es un término offset que contempla el área efectiva muestreada en cada UM, β_0 corresponde al intercepto (Bedriñana-Romano et al. 2018), β es un vector de parámetros correspondiendo cada uno a un predictor, y X_i es la matriz de datos de predictores ambientales.

En vez de asumir que el número de grupos de cetáceos n_i en cada UM como el valor real (N_i), la segunda parte del modelo relaciona n_i con N_i como el resultado de una distribución binomial con probabilidad de éxito determinada por la probabilidad de detección p_i , haciendo de N_i una variable latente:

$$Pr\{n_i | N_i, p_i\} = \binom{N_i}{n_i} p_i^{n_i} (1 - p_i)^{N_i - n_i}$$

donde la probabilidad de detección p_i a su vez es derivada de una distribución media-normal ajustada a los datos de distancias de cada detección d y estimando su único parámetro σ_i , al igual que en los casos anteriores.

El tamaño grupal para todas las especies y modelos se estimó usando una distribución binomial negativa. Esta distribución contiene dos parámetros, su media y varianza, permitiendo mayor plasticidad de modelar el tamaño grupal de especies con alta variabilidad, como es el caso de las especies de delfines.

3.2.2. Modelos de distribución de especies basados en muestreo de presencia-disponibilidad

Para aquellas especies en que los registros disponibles a la fecha solo han sido recabados de manera incidental u oportunista, se utilizaron modelos de ocurrencia basados en muestreos de presencia-disponibilidad. Estos muestreos utilizan valores de covariables muestreados aleatoriamente dentro del área de estudio para suplir los datos de ausencia verdaderas que hubiesen sido obtenidos mediante un muestreo sistemático (Currie et al. 2018; Kery & Royle 2015; Royle & Kery 2007). Se utilizó tres veces el número de registros de presencia para determinar el número de muestra de disponibilidad. Para algunas especies, los registros existentes fueron demasiado antiguos (*e.g.*, delfín liso austral) por lo que no fue posible extraer valores de imágenes satelitales, y por ende, no se logró ajustar modelos de distribución. Se utilizaron modelos GAM de la misma forma descrita en la sección anterior, pero utilizando una distribución binomial para modelar datos binarios (1=presencia, 0= disponibilidad).

3.2.3 Estimación de la probabilidad de exposición a actividades pesqueras y acuícolas

Para la generación de los mapas de exposición a actividades pesqueras y acuícolas, se utilizó la base de datos de tráfico marino disponible en www.sernapesca.cl. Esta base de datos se encuentra separada por flota (pesquera artesanal, pesquera industrial, transportadora de recursos hidrobiológicos y acuícola), y contempla datos diarios desde febrero de 2019 a la fecha, actualizándose diariamente. Se utilizó una grilla de igual tamaño que la grilla utilizada para las predicciones espaciales de los modelos de distribución y abundancia para generar estimaciones de la densidad de embarcaciones (*VD*, por sus siglas en inglés). Esta fue calculada como la cantidad de distintas embarcaciones (identificadas en base al nombre de la embarcación) que visitan cada celda por día y luego promediadas por mes. A su vez, estos mapas fueron promediados por estación del año para generar mapas de densidad de tráfico para verano, otoño y primavera entre 2019 y 2020, coincidiendo con las estaciones del año donde la mayor parte de los datos para cetáceos han sido colectados, y con la extensión de la base de datos para tráfico marítimo (2019-2021). El tamaño de las grillas fue de 7 x 7 km en el caso de las prospecciones de cetáceos en la corriente

de Humboldt, de 8 x 8 km para la ballena azul y de 1 x 1 para los delfines en la Patagonia norte, respectivamente.

Para dar cumplimiento al objetivo de generar mapas de sobreposición entre la distribución de cetáceos y las actividades pesqueras y acuícolas, se realizó la estimación de la probabilidad relativa de encuentro (*RPVEW*, por sus siglas en inglés) que es considerada como un proxy de riesgo asociado a colisiones, exposición a ruido o probabilidad de enmalle, entre otras interacciones negativas con actividades humanas (Bedriñana-Romano et al. 2021; Nichol et al. 2017).

La *RPVEW* fue calculada para cada especie en donde se ajustaron modelos de distribución:

$$RPVEW_i = \frac{Pw_i Pv_i}{\sum_{i=1}^n (Pw_i Pv_i)}$$

donde $Pw_i = \frac{N_i}{\sum_{i=1}^n (N_i)}$ corresponde a la probabilidad de observar un individuo de alguna especie de cetáceo para cada celda relativo al resto de las celdas, y $Pv_i = \frac{VD_i}{\sum_{i=1}^n (VD_i)}$ corresponde a la probabilidad de observar una embarcación para cada celda relativo al resto de las celdas.

3.2.4. Estimación de patrones de estacionalidad a partir de datos de monitoreo acústico pasivo

Basado en datos colectados mediante equipos de monitoreo acústico pasivo (PAM) disponibles para el Pacífico Sur Oriental, y sólo para aquellas especies donde hay datos suficientes, se analizaron los patrones de estacionalidad (series temporales acústicas) de esas especies de cetáceos en aguas chilenas.

Los análisis de detección y clasificación se realizaron aplicando algoritmos de detección y clasificación automática usando los softwares Low Frequency Detection and Classification System (LFDCS *sensu* Baumgartner & Mussoline, 2011), MATLAB (Buchan et al. 2015, 2019), Raven Pro 2.0 (<http://ravensoundsoftware.com/>), o Ishmael (<http://www.bioacoustics.us/ishmael.html>; *e.g.* Buchan et al. 2018); o realizando detección y clasificación manual en Raven Pro 1.4 (*e.g.* Buchan et al. 2010, 2020) en función de la especie y señal acústica de interés. Todos los detectores automáticos pasaron por un proceso de evaluación de sus tasas de error. Los resultados de los análisis de detección y clasificación automática o manual fueron compilados en formato de serie temporal de conteo de señales acústicas por día, semana o mes (*e.g.*, Buchan et al. 2019), o como presencia/ausencia acústica diaria, semanal o mensual (*e.g.*, Buchan et al. 2020), por especie y en algunos casos por dialecto regional de cetáceo. Luego, la estacionalidad fue

graficada y determinada como promedio de vocalizaciones/h por mes, o número de días o semanas con presencia acústica por mes.

OBJETIVO ESPECÍFICO 3

3.3. Elaborar un diseño de muestreo valorizado, etapificado y validado para la estimación de la abundancia poblacional de cetáceos en Chile

El proceso de esquematización de las distintas alternativas de diseño para la estimación de patrones de distribución y abundancia poblacional de cetáceos en Chile contempla la determinación de estratos que permitan dividir las aguas jurisdiccionales. La subdivisión de un área de estudio de gran extensión y/o complejidad obedece a diferentes motivaciones como lo son, las expectativas sobre los gradientes de densidad de las especies, aspectos logísticos que incluyen la seguridad y la relación costo-beneficio que permita el uso eficiente de recursos (Branch and Butterworth, 2001a; Thomas et al., 2007, 2010). A esto debemos incorporar la existencia de prospecciones y datos previamente colectados o en proceso de colecta con el fin de maximizar la complementariedad de esfuerzos.

Para evaluar el rendimiento de diferentes diseños de muestreo para estimar la abundancia de las distintas especies de cetáceos se utilizaron simulaciones *in silico*. El objetivo de estas simulaciones busca recrear, en términos generales, ciertos patrones de distribución y abundancia de cetáceos en base a la revisión de antecedentes y análisis realizados en este trabajo. Estas simulaciones no buscan recrear los patrones observados para especies específicas, sino que más bien se inspiran en algunas especies tipo, cuyos patrones de distribución son coherentes con más de una especie. Considerando los antecedentes ecológicos de las especies y los programas existentes de monitoreo de cetáceos, se definieron distintos casos de estudio, los cuales corresponden a patrones de distribución y abundancia de especies hipotéticas. Sobre estos casos de estudio se definieron distintos diseños variando la cantidad de transectos y la cobertura del área de estudio con el fin de cuantificar su capacidad de estimar abundancias conocidas (*i.e.*, simuladas), su sesgo e incertidumbre asociada. Con sesgo (en inglés “bias”) en este trabajo nos referimos a la diferencia porcentual entre el valor real de abundancia y el mejor estimador, el cual en este caso corresponde a la mediana de la distribución posterior de la estimación. Con incertidumbre asociada nos referimos a la precesión de la estimación, la cual en este trabajo corresponde al coeficiente de variación de la estimación. Además de estos indicadores estadísticos la evaluación de los diferentes diseños también consideró el tiempo y recursos necesarios para realizar cada diseño. Finalmente, los resultados de estas simulaciones en su conjunto son discutidas para orientar la pertinencia de los diseños propuestos.

Además de generar simulaciones que recrean distintos regímenes de muestreo para varias especies, un segundo set de experimentos de simulación buscó evaluar simultáneamente el rendimiento del mejor diseño cuando los tamaños poblacionales son paulatinamente menores y la cantidad de años necesarios para detectar una tendencia poblacional.

Para las simulaciones se generaron funciones en R especialmente diseñadas para este proyecto. Las simulaciones en general se dividen en tres partes:

- i) **Simulación de una población:** Para esto se utilizó una grilla del área de estudio con una resolución de tamaño de celda de 10x10 km y capas de variables ambientales reales extraídas de la misma forma que para los modelos de distribución de especies utilizados anteriormente. Un proceso de Poisson, que incluye la posibilidad de incluir inflación de ceros, un efecto aleatorio a nivel de observación y el efecto de predictores lineales sobre su media fue utilizado para simular la distribución de los individuos en el área de estudio. Una vez realizado el proceso se procedió a realizar la sumatoria de todas las celdas ubicadas en el mar para obtener la abundancia total de la población simulada. Una máscara para eliminar la cobertura de tierra fue utilizada para este propósito. Debido a que este proceso asigna un número de individuos para cada celda en la grilla de estudio, se procedió además a asignar una posición aleatoria a cada uno de los individuos simulados dentro de cada celda.
- ii) **Simulación del proceso de muestreo:** Utilizando el paquete R *dssd* (Distance Sampling Survey Design , Marshall & Eric 2021) se generaron distintos diseños de transectos lineales para cada uno de los estratos seleccionados. Los transectos fueron superpuestos a la capa de las poblaciones simuladas, estableciéndose bandas de muestreo alrededor de cada transecto con un ancho igual a la distancia máxima de detección. En este caso la distancia máxima de detección corresponde a aquella distancia perpendicular desde cada segmento de transecto por sobre la cual la probabilidad de detección es cero. Para cada uno de los individuos que se encontraron dentro de estas bandas de muestreo se determinó su distancia perpendicular al transecto y en base a esto se asignó a cada uno una probabilidad de detección asumiendo una distribución media normal. Una distribución de Bernoulli se utilizó para asignar aleatoriamente en base a estas probabilidades si cada individuo dentro de las bandas de muestreo fue o no detectado. El punto medio de los transectos de muestreo fue utilizado para extraer la información sobre las variables ambientales correspondientes. Esto recrea la detección

imperfecta propia del muestreo a distancia y que finaliza con la generación de un set de datos de la misma naturaleza que los obtenidos en muestreos reales.

- iii) **Estimación de abundancia:** En función de los datos simulados se utilizó un modelo Binomial N-mixture para estimar la abundancia y su distribución posterior. En base a esto se evaluó la capacidad de cada diseño para reproducir la abundancia conocida de la población. Para esto se calcularon la media, desviación estándar, coeficiente de variación e intervalos de credibilidad para cada estimación. También se calcularon la proporción de valores de la distribución posterior por sobre el valor real de abundancia. Valores de 0,5 o cercano a este indican estimaciones centradas en el valor correcto. La proporción entre el valor real de abundancia y la mediana de la distribución posterior de las estimaciones y su diferencia con respecto al valor 1, permite calcular el porcentaje de subestimación o sobrestimación para cada diseño (Sesgo).

- iv) **Simulación de tendencias poblacionales:** Utilizando la ecuación de crecimiento logístico $N_t = N_0 * e^{kt}$ se simuló la fluctuación poblacional de una población por t=15 años con una tasa de crecimiento r=-0,3. Esta fluctuación se realizó sobre los interceptos de la función lineal que asigna la densidad de individuos dentro del área de estudio por lo que las mismas funciones utilizadas anteriormente fueron utilizadas para simular las poblaciones. Para cada año se estimó la abundancia utilizando el mismo modelo descrito en el punto anterior.

Esta esquematización general fue presentada en un taller de expertos (relatado en Anexo 1) durante la etapa final del proyecto con el fin de evaluar modificaciones, discutir alternativas y considerar conjuntamente los costos que un programa de investigación de esta envergadura tendría que considerar.

4) RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Objetivo 1: Realizar una revisión de estado del conocimiento respecto de la distribución y abundancia de los mamíferos marinos presentes en Chile

4.1.1. Estado del conocimiento de los patrones de distribución y abundancia de las especies de cetáceos que ocurren en Chile

Se logró consolidar distintas bases de datos entre investigadores e instituciones, conformando así la más completa base de datos unificada para Chile, que incluye 6.451 registros entre los años 1823 a 2022, proyectados en Geodetic CRS: WGS 84 Datum: World Geodetic System 1984 ensemble. Esta base de datos cuenta con la información más detallada disponible, como fecha, la especie al nivel taxonómico menor posible, la fuente y curador/institución responsable de los datos, la referencia bibliográfica cuando corresponde, las coordenadas geográficas del registro y el número de animales implicado. Con el fin de hacer más simple la inspección de esta base de datos, así como aportar a la difusión del proyecto, se confeccionaron mapas interactivos en formato HTML. Su disposición en algún sitio web será discutido entre el equipo de trabajo de este proyecto y la institución mandante, previa autorización de los respectivos curadores/instituciones involucradas.

Actualmente el país cuenta con estimaciones sobre la distribución y abundancia de cetáceos a distintas escalas en gran parte del país (Heinrich, 2006; Viddi et al., 2010; Williams et al., 2011; Viddi et al., 2015; Galletti-Vernazzani et al., 2017; Bedriñana-Romano et al., 2018; Heinrich et al., 2019; Monnahan et al., 2019; Bedriñana-Romano et al., 2022). Estas estimaciones sin duda seguirán siendo refinadas e incorporando nuevas especies a medida que aumenten los esfuerzos de investigación incluyendo, entre otros, los esfuerzos de mancomunación de datos como el que ha sido realizado en este proyecto.

Además, se desarrollaron fichas estructuradas que condensan la información disponible para las 17 especies de cetáceos seleccionadas en aguas chilenas, 14 de ellas solicitadas en las bases concursales y otras tres adicionales (ballenas fin y sei, así como el tursión) consideradas prioritarias por el equipo consultor. Las especies consideradas corresponden a: Ballena azul (*Balaenoptera musculus*); Ballena fin (*Balaenoptera physalus*), Ballena sei (*Balaenoptera borealis*); Ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*); Ballena franca austral (*Eubalaena australis*); Cachalote (*Physeter macrocephalus*); Calderones o Ballenas piloto de aleta larga y corta (*Globicephala melas* y *G. macrorhynchus*.); Delfines comunes (*Delphinus delphis* y *D. capensis*); Tursión (*Tursiops truncatus*); Delfín oscuro (*Lagenorhynchus obscurus*); Delfín austral

(*Lagenorhynchus australis*); Delfín liso austral (*Lissodelphis peronii*); Delfín chileno (*Cephalorhynchus eutropia*); Tonina overa (*Cephalorhynchus commersonii*); y Marsopa espinosa (*Phocoena spinipinnis*).

Con el objeto de estandarizar las fichas, se utilizó como modelo aquellas utilizadas por la NOAA de EE.UU. en sus evaluaciones de stock (<https://www.fisheries.noaa.gov/national/marine-mammal-protection/marine-mammal-stock-assessment-reports-species-stock>), las cuales fueron modificadas en acuerdo interno por el equipo consultor. A continuación de las fichas, se incluye un resumen de la información proporcionada en la Tabla 1.

4.1.1.1. BALLENA AZUL, *Balaenoptera musculus*

1.- TAXONOMÍA

Reino: Animalia

División / Phylum: Chordata

Clase: Mammalia

Orden: Cetacea

Familia: Balaenopteridae

Género: *Balaenoptera*

Nombre científico: *Balaenoptera musculus* Linnaeus, 1758

Subespecies: *Balaenoptera musculus musculus* (hemisferio norte), *Balaenoptera musculus intermedia* (hemisferio sur), *Balaenoptera musculus brevicauda* (hemisferio sur), *Balaenoptera musculus indica* (Océano Índico), *Balaenoptera musculus* subespecie no nombrada (Pacífico Sudeste).

Híbridos: se han registrados híbridos entre ballenas azules y ballenas de aleta (Bérubé & Aguilar 1998).

Nombres comunes (español): Ballena azul, rorcual gigante, alfaguara.

(inglés): Blue Whale.

2.- DEFINICIÓN POBLACIONAL

Actualmente se reconocen cuatro subespecies para la ballena azul: *B. m. musculus* (Linnaeus, 1758) en el Atlántico y Pacífico Norte, *B. m. intermedia* (Burmeister, 1871) (denominada ballena azul “verdadera”) en el hemisferio sur, *B. m. brevicauda* Ichihara 1966 (denominada ballena azul “pigmea”) en el Océano Índico, excluyendo el Océano Austral, desde África a Madagascar, hasta Indonesia y Australia (Yochem & Leatherwood 1985), y *B. m. indica* (Blyth 1859) en el Océano Índico Norte (Rice 1998). Branch et al. (2007a) sugiere la potencial existencia de una quinta subespecie no nominada, específicamente para las aguas del Pacífico Sudeste (preliminarmente llamada ballena azul chilena), basado en frecuencias de longitud total obtenidas durante la época ballenera, así como registros disponibles de distribución, acústica y genética. Sin embargo, mientras que la ballena azul chilena es claramente distinta de las otras subespecies del hemisferio sur, la división entre las ballenas azules chilenas y las del Pacífico Norte aún no es suficientemente clara. LeDuc et al. (2017) encontró que la mayoría de las ballenas azules biopsiadas durante julio-noviembre en el domo de Costa Rica fueron genéticamente más próximas a las ballenas muestreadas en el Pacífico Norte, mientras que la mayoría de aquellas muestreadas en los mismos meses frente a Ecuador y las Galápagos estaban genéticamente más relacionadas con aquellas de aguas chilenas; sin embargo, hubo un alto grado de incertidumbre en las asignaciones individuales a los dos grupos. Hay registros emanados de transmisores satelitales que establecen evidencia de movimientos entre California (EE.UU.) y el domo de Costa Rica (Mate et al. 1999), entre el domo de Costa Rica y las Galápagos (Ecuador), y entre las Galápagos y el sur de Chile (Hucke-Gaete et al. 2018). En aguas chilenas, la distribución estacional de las detecciones acústicas sugiere una migración a latitudes menores en invierno, pero vocalizaciones típicas de las ballenas azules chilenas también se registraron durante todo el año en el Pacífico Este Tropical (Buchan et al. 2015).

3.- RANGO GEOGRÁFICO

3.1.- Pacífico Suroriental

La ballena azul es una especie que se puede encontrar en todos los océanos del mundo a lo largo del eje de las plataformas continentales y frentes de hielo marino, así como también en sectores oceánicos y

zonas poco profundas cerca de la costa. En el Pacífico Suroriental se distribuye desde Chile hasta Ecuador.

3.2.- Aguas chilenas

La distribución histórica de la ballena azul durante los años de caza comercial en aguas de Chile (1900-1971) abarcó desde la zona norte hasta la zona sur y principalmente las aguas de la zona Antártica, desconociéndose si esta especie fue cazada en aguas adyacentes a las islas oceánicas (Tønnessen & Johnsen 1982, Aguayo et al. 1998). Según los antecedentes recopilados por Aguayo et al. (1998) había un considerable número de áreas de captura a lo largo de la costa chilena destacándose entre éstas aquellas ubicadas entre los 18-22°S, al Este de los 72°W (i.e. Iquique) y entre los 31-40°S, al Este de los 75°W (e.g., entre Valparaíso y Valdivia). La presencia de la ballena azul en Chile después del cese de la caza comercial (1982) ha sido informada desde Iquique por Findlay et al. (1998) hasta los 65°09'S, Antártica (Aguayo & Torres 1967), incluyendo el Archipiélago de Juan Fernández e isla de Pascua (Aguayo-Lobo et al. 1998, Hucke-Gaete et al. 2014). Investigaciones más recientes realizadas en la zona centro-sur chilena, específicamente en las regiones de los Ríos, Los Lagos y Aysén son consideradas como el área de alimentación y de cuidado parental de mayor densidad de ballena azul en el hemisferio sur (Hucke-Gaete et al. 2003, Hucke-Gaete 2004).

4.- ASPECTOS ECOLÓGICOS

4.1- Hábitat

La ballena azul puede encontrarse en aguas oceánicas y también costeras. El área de alimentación más reconocida en Chile se encuentra en la Patagonia norte y modelos de distribución de especies (MDS) han demostrado que la concentración de clorofila-*a* durante la primavera austral y los frentes termales son indicadores oceanográficos importantes para describir la abundancia y patrones de distribución de las ballenas azules en la nor-Patagonia (Bedriñana-Romano et al. 2018, 2021); es decir, las ballenas azules tienden a congregarse durante el verano y otoño cerca de áreas de alta productividad primaria que se desarrollaron durante la primavera austral y donde se producen fuertes gradientes termales que tienden a agregar a sus presas.

4.2.- Alimentación

La ballena azul es un consumidor selectivo de eufáusidos (Crustacea: Euphausiidae) y usualmente explota densas agregaciones de dichos crustáceos, los cuales se distribuyen en efímeros parches estacionales (Yochem & Leatherwood 1985, Fiedler et al. 1998).

4.3.- Reproducción

Machos y hembras alcanzan la madurez sexual entre los 5 y 10 años de vida y el período de gestación se extiende por 12 meses (alternado cada dos o tres años) (Mizroch et al. 1984), siendo las crías destetadas después de 6-7 meses de lactancia (cuando ésta alcanza los 16 m aproximadamente), probablemente en, o en ruta a, las zonas de alimentación (Perry et al. 1999).

4.4.- Migración

Estudios que instrumentaron ballenas azules con transmisores satelitales en la nor-patagonia chilena (Hucke-Gaete 2004, Hucke-Gaete et al. 2018) indican que, a partir de mayo o junio de cada año, la mayoría de los individuos comienzan una migración hacia aguas de bajas latitudes, vía un corredor que se extiende longitudinalmente por unos 2.000 km.

5.- TAMAÑO POBLACIONAL Y TENDENCIA

La primera estimación poblacional de ballenas azules para Chile fue informada por Williams et al. (2011) (junto con su *errata* de 2017) estimando que para 1997/98 la población en aguas chilenas se encontraba, como mínimo, a un 16.5% (95% CI 7.3–34.4%) o un 12.4% (CI 5.4–26.3%) de su población pre-explotación (K), estimada en 1.500-5.000 individuos. Ambas estimaciones se basan en los dos escenarios considerados por estos autores, el primero utilizando los datos de captura de la CBI sólo para Chile y el segundo con los datos de captura para Ecuador, Perú y Chile. Ambos escenarios debieron considerarse ya que ambas bases de datos son complementarias, pero se sobreponen indivisiblemente (por el diferente tratamiento y detalle de las capturas costeras y pelágicas). Para el año del desarrollo del crucero que permitió obtener esos datos en 1997/98 (recorriendo *ca.* 8.354 km en un área de 546.900 km²), se estimó un total de 303 ballenas azules (95% CI 176–625) para la zona comprendida entre los 20°S (Iquique) y 38°S (N isla Mocha) y la ZEE más allá de las 12 mn. Esta estimación no considera las ballenas azules que utilizan las áreas de alimentación costeras como Chañaral y la nor-Patagonia chilena. Estimaciones más recientes de abundancia de ballenas azules sólo se encuentran disponibles para la zona de alimentación de la nor-Patagonia chilena donde se estimaron 373 ballenas azules (95% IC =: 191–652) para 2009 (Bedriñana-Romano et al. 2018), luego de integrar diferentes bases de datos de prospecciones sistemáticas (cubriendo 848 km en 2009, 272 km en 2012 y 368 km en 2014). Un tercer estudio arrojó estimaciones más altas que oscilan entre 569 (95% IC = 455-683) y 761 (95% IC = 95 % = 614-908) para diferentes conjuntos de datos de foto-identificación (Galletti-Vernazzani et al. 2017). Finalmente, un estudio reciente (Bedriñana-Romano et al. 2022) entregan estimaciones poblacionales estacionales para la zona comprendida entre los 18° y 41°S, en base a cruceros pesqueros con observadores científicos del IFOP. En términos globales, se estimaron 542 ballenas azules (95% IC = 337-855) sobre la base de 22 cruceros que cubrieron 407.337 km² y 28.700 km en esfuerzo, entre 2016 y 2020, hasta los 200 km de la costa. A pesar de los diferentes resultados anteriores, los valores de incertidumbre se superponen en todos los estudios y son indicativos de una población que oscila entre algunos cientos de individuos, que originalmente rondaban en los miles. La tendencia poblacional sugiere ser incremental, pero preocupantemente, el potencial biológico de remoción (PBR) calculado por Bedriñana-Romano et al. (2018) alcanza 0,548, lo que sugiere que sólo puede ocurrir una muerte antropogénica cada 1,8 años para que la población de ballenas azules en la nor-Patagonia mantenga una tasa de crecimiento positiva.

6.- INTERACCIÓN/MORTALIDAD CON ACTIVIDADES HUMANAS

6.1.- Capturas

La ballena azul fue la especie más valiosa para la industria ballenera de finales del siglo XIX y primera mitad del siglo XX, siendo consecuentemente la más capturada y sufriendo una considerable reducción poblacional en todo su rango de distribución. Solamente en la Antártica, se capturaron *ca.* 360.000 ballenas azules durante la primera mitad del siglo XX hasta instaurada la prohibición de capturar esta especie en 1966 (Clapham et al. 1999). Sólo en Chile continental, se capturaron 2.852 ballenas azules entre 1929 y 1967 (Aguayo 1974). A pesar de la moratoria mundial, la entonces Unión Soviética continuó cazando ilegalmente más de 8.000 ballenas azules sin informar a la Comisión Ballenera Internacional de esta trasgresión (Yablokov 1994).

6.2.- Interacción con pesquería y acuicultura

El enmallamiento en artes de pesca, cabos y redes de balsas jaula y/o basura marina flotante es un problema transversal para todas las especies de mamíferos marinos y hay registros de grandes cetáceos muertos producto de esta interacción (Hucke-Gaete et al. 2004; Brownell et al. 2007; Hucke-Gaete et al.

2013). Muy recientemente, se encontró una ballena azul hembra juvenil muerta producto de enmallamiento (<https://www.timeline.cl/otra-vez-encuentran-una-ballena-azul-muerta-en-mejillones/>).

6.3.- Colisiones con embarcaciones

A nivel global, miles de ballenas mueren anualmente por colisiones con barcos, causadas por el aumento del tráfico marítimo mundial, la principal amenaza para su recuperación posterior a la caza de ballenas. La mayoría de estas muertes pasan desapercibidas y no se denuncian (McKenna et al. 2015). La falta de esfuerzos conjuntos a gran escala entre la industria, los científicos y los formuladores de políticas ha permitido que este problema se amplíe. Bedriñana-Romano et al. (2021) indican que para la nor-Patagonia hay hasta 729 embarcaciones activas operando todos los días (83% del total) y que hasta 78 embarcaciones/día cruzan una celda de la grilla de 8x8 km utilizada para el análisis. La flota acuícola corresponde a la más importante y más densamente distribuida en el área de alimentación de ballenas azules en la nor-Patagonia. Es en esta misma zona que Hucke-Gaete et al. (2021) informan los registros de al menos dos ballenas azules muertas por choque con embarcaciones en la última década. Adicionalmente, el más reciente de todos (abril de 2021) correspondió a un ejemplar juvenil macho y fue informado por SERNAPESCA (<http://www.sernapesca.cl/noticias/sernapesca-confirma-que-ballena-azul-varada-en-chaiten-murio-por-colision-con-embarcacion>).

6.4.- Pérdida de Hábitat / Degradación

El ruido submarino producido por la flota naviera, la hipoxia y anoxia producto de la eutroficación por alimentación suplementaria en los centros de salmonicultura, el uso de antimicrobianos, pesticidas y anti-incrustantes, así como los recurrentes escapes de salmones desde la industria salmonera, son los mayores responsables de la degradación de los ecosistemas de la nor-Patagonia, el área de alimentación más importante para la ballena azul en Chile (Hucke-Gaete et al. 2021).

7.- AMENAZAS POTENCIALES

Cambios en las propiedades físicas, biológicas y biogeoquímicas del agua a escalas espaciales y temporales diferenciales (e.g. aumento de la temperatura superficial del agua de mar, disminución de pluviosidad y acidificación de la columna de agua), pueden modificar la estructura y funciones ecológicas de los ecosistemas que sustentan la(s) población(es) de ballena azul en Chile. Para el caso de la zona de alimentación de ballenas azules en la Patagonia chilena, se postula que las variaciones en el intercambio de agua dulce y de materia entre los sistemas oceánicos, terrestres y costeros, potencialmente gatilladas por el cambio climático y actividades humanas industriales como la salmonicultura, afecten el ciclo de nutrientes y carbono y, por lo tanto, la salud y funcionamiento de ecosistemas de fiordos costeros (Iriarte et al. 2010). Lo anterior pudiera modificar las condiciones actuales que hacen de la Patagonia chilena un sistema sumamente productivo y deje de ser relevante para las ballenas que han utilizado esta zona de alimentación por más de un siglo.

8.- CATEGORÍA DE CONSERVACIÓN

Nacional: “En Peligro” (Reglamento de Clasificación de Especies (RCE), Ministerio de Medio Ambiente de Chile, 2008).

Global: “En Peligro” a nivel de especie y “En Peligro crítico” para *B. m. intermedia* (iucnredlist.org). La subespecie del Pacífico Sudeste no ha sido sometida a evaluación por la UICN.

9.- REFERENCIAS

- Arata, J.A. & Hucke-Gaete, R. 2005. Muerte silenciosa en el mar: la pesca incidental de aves y mamíferos marinos en Chile. Publicado por OCEANA. 81 pp.
- Bedriñana-Romano, L., Hucke-Gaete, R., Vididi F.A., Morales, J., Williams, R., Ashe, E., Garcés-Vargas, J., Torres-Florez, J.P. & Ruiz, J. 2018. Integrating multiple data sources for assessing blue whale abundance and distribution in Chilean Northern Patagonia. *Diversity & Distributions* 2018; 00:1–14. <https://doi.org/10.1111/ddi.12739>
- Branch, T.A., Stafford, K.M., Palacios, D.M., Allison, C., Bannister, J.L., Burton, C.L.K., Cabrera, E., Carlson, C.A., Galletti-Vernazzani, B., Gill, P.C., Hucke-Gaete, R., Jenner, K.C.S., Jenner, M.-N.M., Matsuoka, K., Mikhalev, Y.A., Miyashita, T., Morrice, M.G., Nishiwaki, S., Sturrock, V.J., Tormosov, D., Anderson, R.C., Baker, A.N., Best, P.B., Borsa, P., Brownell Jr, R.L., Childerhouse, S., Findlay, K.P., Gerrodette, T., Ilangakoon, A.D., Joergensen, M., Kahn, B., Ljungblad, D.K., Maughan, B., McCauley, R.D., McKay, S., Norris, T.F., Oman Whale and Dolphin Research Group, Rankin, S., Samaran, F., Thiele, D., Van Waerebeek, K. & Warneke, R. M. 2007. Past and present distribution, densities, and movements of blue whales in the Southern Hemisphere and northern Indian Ocean. *Mammal Review* 37(2): 116–175.
- Buchan, S. J., Hucke-Gaete, R., Stafford, K. M. & Clark, C. W. 2018. Occasional acoustic presence of Antarctic blue whales on a feeding ground in southern Chile. *Marine Mammal Science* 34(1): 220–228. doi:10.1111/mms.12441.
- Buchan, S. J., Stafford, K. M. & Hucke-Gaete, R. 2015. Seasonal occurrence of southeast Pacific blue whale songs in southern Chile and the eastern tropical Pacific. *Marine Mammal Science* 31: 440–458. doi:10.1111/mms.12173.
- Fiedler, P.C., S.B. Reilly, R.P. Hewitt, D. Demer, V.A. Philbrick, S. Smith, W. Armstrong, D.A. Croll, B.R. Tershy & Mate, B. 1998. Blue whale habitat and prey in the California Channel Islands. *Deep-Sea Research Part II* 45: 1781-1801.
- Galletti-Vernazzani, B., Jackson, J.A., Cabrera, E., Carlson, C.A. & Brownell, R.L. Jr. 2017. Estimates of abundance and trend of Chilean blue whales off Isla de Chiloé. Chile. *PLOS ONE*, 12, e0168646. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0168646>
- Hucke-Gaete, R. 2004. Distribución, preferencia de hábitat y dinámica espacial de la ballena azul en Chile: 1997-2004. Tesis Doctoral. Escuela de Graduados, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. 145+ pp.
- Hucke-Gaete, R., Osman, L. P., Moreno, C. A., Findlay, K. P., & Ljungblad, D. K. 2004. Discovery of a blue whale feeding and nursing ground in southern Chile. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 271(Suppl_4), S170–S173. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2003.0132>
- Hucke-Gaete, R., A. Aguayo-Lobo, S. Yankovic-Pakarati & Flores, M. 2014. Marine mammals of Easter Island (Rapa Nui) and Salas y Gómez Island (Motu Motiro Hiva), Chile: a review and new records. *Latin American Journal of Aquatic Research* 42(4): 743-751.
- Hucke-Gaete, R., Bedriñana-Romano, L., Vididi, F.A., Ruiz, J.E., Torres-Florez, J.P., & Zerbini, A.N. 2018. From Chilean Patagonia to Galapagos, Ecuador: novel insights on blue whale migratory pathways along the Eastern South Pacific. *PeerJ*, 6, e4695. <https://doi.org/10.7717/peerj.4695>
- Hucke-Gaete, R., F.A. Vididi & Simeone, A. 2021. Aves y Mamíferos Marinos de la Patagonia Chilena: Especies Focales para la Conservación de los Ecosistemas Marinos. En: J.C., Castilla, J.J., Armesto y M.J., Martínez-Harms (Eds.), *Conservación en la Patagonia Chilena: Evaluación del Conocimiento, Oportunidades y Desafíos*. Santiago, Chile: Ediciones Universidad Católica de Chile. 600 pp.
- Iriarte, J.L., González, H.E. & Nahuelhual, L. 2010. Patagonian Fjord Ecosystems in Southern Chile as a Highly Vulnerable Region: Problems and Needs. *AMBIO* 39: 463-466. <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0049-9>
- LeDuc, R.G., Archer, F.I., Lang, A.R., Martien, K.K., Hancock-Hauser, B., Torres-Florez, J.P., Hucke-Gaete, R., Rosenbaum, H.C., Van Waerebeek, K., Brownell, J.R. & Taylor, B.L. 2017. Genetic variation in blue whales in the eastern Pacific: implication for taxonomy and use of common wintering grounds. *Molecular Ecology* 26: 740-751.
- Mate, B. R., Lagerquist, B. A. & Calambokidis, J. 1999. Movements of North Pacific blue whales during the feeding season off southern California and their southern fall migration. *Marine Mammal Science* 15(4): 1246-1257.
- McKenna, M.F., Calambokidis, J., Oleson, E.M., Laist, D.W. & Goldbogen, J.A. 2015. Simultaneous tracking of blue whales and large ships demonstrates limited behavioral responses for avoiding collision, *Endangered Species Research* 27: 219–232.
- Mizroch, S.A., Rice, D.W. & Breiwick, J.M. 1984. The blue whale, *Balaenoptera musculus*. *Marine Fishery Review* 46(4): 15–19.
- Tønnessen, J.N. & Johnsen. A.O. 1982. *The history of modern whaling*. C. Hurst & Company, London / Australian National University Press, Canberra. 798 pp.
- Williams, R., Hedley, S. L., Branch, T.A., Bravington, M.B. & Zerbini, A.N. 2011 (rev. 2017). Chilean Blue Whales as a Case Study to Illustrate Methods to Estimate Abundance and Evaluate Conservation Status of Rare Species. *Conservation Biology* 25(3): 526-535 (Erratum doi:10.1111/cobi.12880).
- Yochem, PK & Leatherwood, S. 1985. Blue whale *Balaenoptera musculus* (Linnaeus 1758). En: *Handbook of Marine Mammals*, Vol. 3: The Sirenians and Baleen Whales. (eds. Ridgway, SH & R Harrison), pp. 193-240. Academic Press, London. 362 pp.

4.1.1.2. BALLENA FIN, *Balaenoptera physalus*

1. TAXONOMÍA

Reino: Animalia

División / Phylum: Chordata

Clase: Mammalia

Orden: Cetacea

Familia: Balaenopteridae

Género: *Balaenoptera*

Nombre científico: *Balaenoptera physalus*

Subespecies: *Balaenoptera physalus quoyi* (hemisferio sur), *Balaenoptera physalus physalus* (Atlántico norte), *Balaenoptera physalus velifera* (Pacífico norte).

Híbridos: se han registrados híbridos entre ballenas azules y ballenas de aleta (Bérubé & Aguilar 1998).

Nombres comunes (español): Ballena fin, ballena de aleta, rorcual común.

(inglés): Fin whale.

2. DEFINICIÓN POBLACIONAL

La ballena fin se distribuye de manera cosmopolita en todas las aguas del mundo, con varias poblaciones/subespecies: la del Atlántico norte (*B. p. physalus*), Pacífico norte (*B. p. velifera*) (Archer et al. 2019), y el hemisferio sur, incluyendo aguas chilenas (*B. p. quoyi*) (Aguayo et al. 1998).

3. RANGO GEOGRÁFICO

3.1. Pacífico Suroriental

La población de ballenas fin del Pacífico Suroriental, se distribuye principalmente en aguas Chilenas en base a avistamientos y capturas históricas (Aguayo et al. 1998) con algunos avistamientos poco frecuentes en aguas peruanas (van Waerebeek & Engblom, 2007). Un alto número de avistamientos y capturas históricas se concentran también en aguas antárticas (Aguayo et al. 1998).

3.2.- Aguas chilenas

La distribución de la ballena fin en aguas chilenas, en base a avistamientos, se extiende entre los 18°30'S y 40°S, con mayores registros ocurriendo principalmente en las regiones norteñas de Coquimbo, Atacama, Antofagasta, y de Arica y Parinacota. Durante la caza comercial, hubo capturas históricas tan al sur como el Golfo de Penas (47°S) hasta el extremo norte de Chile (18°S) (Aguayo et al. 1998). En la zona costera y oceánica al sur de los 40°S se dispone de escasos registros (n = 5), entre los 53° y 55°S, lo que coincide con un registro de telemetría de Sepúlveda et al. (2018). Desde el 2007, un alto número de avistamientos, particularmente en primavera y verano, ha sido registrado en la zona del archipiélago Humboldt en los 29°S (Pérez-Álvarez et al. 2006, Sepúlveda et al. 2018) donde se ha confirmado su alimentación sobre eufáusidos (Buchan et al. 2021). Esta correspondería a una de las principales zonas de alimentación de la ballena fin en la costa de Chile, además de otras entre Concepción (36°S) y Caldera (27°S) (Sepúlveda et al. 2018), y Antofagasta (23°S) (Pacheco et al. 2015; García-Cegarra & Pacheco 2019). En las islas oceánicas del archipiélago de Juan Fernández (33°S), se ha registrado una considerable presencia acústica de ballena fin durante el invierno austral (Buchan et al. 2019). En aguas chilenas, no se ha identificado ninguna área de reproducción, nacimiento o crianza de la ballena fin.

4. ASPECTOS ECOLÓGICOS

4.1. Hábitat

La ballena fin habita principalmente aguas oceánicas, acercándose a áreas más costeras o neríticas en primavera y verano para alimentarse.

4.2. Alimentación

En general, la ballena fin puede tener una dieta bastante plástica, pudiendo alimentarse de pequeños peces pelágicos, copépodos y eufáusidos (Wilson & Mittermeier 2012, Aguilar & García-Vernet 2018), además de peces mesopelágicos en ocasiones (Rebolledo et al. 2016). En Chile, se ha sugerido una dieta exclusiva de eufáusidos (*Euphausia mucronata*) en base a observaciones y muestreos en zonas de alimentación (Pérez-Alvarez et al. 2006), así como muestras fecales de animales en el denominado archipiélago Humboldt, norte de Chile (Buchan et al. 2021). Queda por confirmar si esta dieta se mantiene a lo largo de todo su rango de distribución en Chile. La ballena fin se alimenta habitualmente mediante embestidas (“lunge-feeding” en inglés) en profundidad o en superficie (Goldbogen et al. 2006).

4.3. Reproducción

La reproducción ocurre a principios del invierno, el periodo gestacional es de 11 meses y la cría se desteta a los 6-7 meses. El intervalo de nacimientos se estima en 2-3 años (CBI, www.iwc.int). A nivel mundial se desconoce la ubicación de las zonas de reproducción para esta especie, incluyendo las aguas de Chile. Sin embargo, los cantos que se asume son producidos por los machos con fines reproductivos (Croll et al. 2002) se han detectado durante el invierno austral en las aguas circundantes al archipiélago de Juan Fernández (Buchan et al. 2019) y no en las zonas de alimentación costera como el archipiélago Humboldt, lo que sugiere que la reproducción podría ocurrir en zonas oceánicas. Al respecto, Acevedo et al. (2012) informan de un avistamiento de entre 50-100 individuos en los 21°27'S y aproximadamente 2.810 km al oeste de la costa chilena a fines de mayo 2010, sugiriendo que puede corresponder a una potencial zona de reproducción oceánica.

4.4. Migración

Para las ballenas fin del Pacífico Suroriental, los destinos migratorios para la reproducción, así como las rutas utilizadas son aún desconocidas. El único estudio de telemetría de ballena de aleta en Chile se desarrolló durante el verano austral y no logró identificar un patrón de migración claro (Sepúlveda et al. 2018). Solo uno de los seis animales instrumentados se desplazó hacia aguas Antárticas durante el verano austral, permaneciendo el resto de los individuos en Chile centro-norte. Por otro lado, Buchan et al. (2019) detectaron una importante presencia acústica de ballena fin durante el invierno austral, lo que sugiere una posible migración estacional longitudinal (este-oeste) entre la zona costera en verano y la zona oceánica en invierno. Sin embargo, esto no descarta la posibilidad de una migración norte-sur y más estudios son necesarios para determinar el patrón de migración estacional de la especie.

5. TAMAÑO POBLACIONAL Y TENDENCIA

La Unión Internacional para la conservación de la Naturaleza (IUCN por sus siglas en inglés) estima la población mundial de ballena fin en los ca. 100.000 individuos maduros con una tendencia población al alza (www.iucnredlist.org/). No existen cifras ni estimaciones puntuales para el Pacífico Suroriental, ya que la estimación poblacional del hemisferio sur se basa en prospecciones realizadas en aguas Antárticas, donde podría concentrarse la mayor parte de la población del hemisferio sur durante la época de alimentación. Así, para el hemisferio sur, la estimación de la IUCN para el 2008 alcanza los 25.000 individuos. No se conoce si los individuos que se desplazan a la Antártica para alimentarse tienen nexos

con aquellos que se mantienen en el Pacífico Suroriental o qué factores determinarían el uso de aguas en latitudes mayores o menores.

En aguas chilenas, un estudio reciente de Bedriñana-Romano et al. (2022) estimaron 2.370 ± 540 individuos en base a los avistamientos realizados por observadores científicos en cruceros de investigación pesquera del IFOP en la corriente de Humboldt (18-41°S). Sin embargo, cabe señalar que el método de estimación donde la embarcación no se desvía de su curso para verificar los avistamientos (Passing Mode) ha resultado en un gran número de registros de grandes ballenas sin identificar a nivel específico. En virtud de lo anterior, se sugiere que las estimaciones actuales de abundancia para la especie corresponden a subestimaciones. Aun no se define una tendencia poblacional para el Pacífico Suroriental.

6. INTERACCIÓN/MORTALIDAD CON ACTIVIDADES HUMANAS

6.1. Capturas

Más de 725.000 ballenas fin fueron capturadas en el hemisferio sur entre 1905 y 1976 (Allison 2017). En Chile continental, entre 1929 y 1983, se capturaron 4.512 individuos, y en aguas de la península Antártica, entre los años 1911 y 1928, se capturaron alrededor de 32.276 individuos (Aguayo et al. 1998). La ballena fin fue la principal especie de misticeto cazado en Chile (Aguayo et al. 1998). Hoy, no hay capturas de ballena fin en aguas chilenas.

6.2. Interacción con pesquerías y acuicultura

No hay casos confirmados de enmallamiento de ballena fin en Chile, con la excepción de un individuo avistado por operadores de turismo en la zona del archipiélago Humboldt el 17 febrero del 2019, que presentaba aparentemente una red o cabo de pesca enganchada en sus barbas. Personal de SERNAPESCA realizó un intento de búsqueda para desenmallar el animal, pero éste no fue encontrado luego del primer avistamiento.

6.3. Colisiones con embarcaciones

A nivel mundial, la ballena fin es muy susceptible a las colisiones con embarcaciones, siendo la especie más afectada por total de individuos en el mundo (Vanderlaan & Taggart 2007). En Chile, se conoce un total de 15 individuos de ballena fin que han muerto por colisiones con embarcaciones desde el 2004 (Toro et al. *en prep.*), lo cual representa casi el 50% de los varamientos de esta especie registrados en Chile. En estos casos, las colisiones han sido provocadas por embarcaciones de mayor tonelaje y/o navegando a más de 10 nudos. García-Cegarra & Pacheco (2019) destacan la alta probabilidad de colisión entre ballenas fin y embarcaciones en bahía de Mejillones, Región de Antofagasta, siendo el único lugar en Chile donde se han implementado restricciones obligatorias sobre el tráfico marítimo para reducir las colisiones en la zona de la misma bahía de Mejillones.

6.4.- Pérdida de Hábitat / Degradación

Es ampliamente reconocido que la degradación del hábitat tiene el potencial para causar impactos (perturbación, lesión y mortalidad biológicamente significativas) a nivel individual y/o poblacional a los cetáceos (IWC 2006).

Las posibles causas de degradación del hábitat costero de alimentación de la ballena de aleta son:

- a. Tráfico marítimo y la aparición de nuevas rutas marítimas, particularmente de embarcaciones de mayor tonelaje;
- b. Contaminación acústica (i.e., ruido de tráfico marítimo que sea industrial o turístico, de actividad de prospección sísmica y ejercicios navales, de construcción costero o portuaria);

- c. Enmallamientos (i.e., en desechos marinos, equipos de pesca y acuicultura);
- d. Sobrepesca (i.e. pesquerías cuya especie objetivo son también las presas de la ballena fin);
- e. Contaminación química (i.e., escorrentía de la agricultura terrestre, derrames de petróleo, productos de la acuicultura, emisarios submarinos, contaminantes orgánicos domiciliario e industriales, y vaciado de lastre);
- f. Contaminación biológica (i.e., introducción de patógenos al ambiente marino).

Cabe mencionar que al momento no existen estudios dedicados sobre los impactos de ninguna estas actividades sobre esta especie en aguas chilenas.

7. AMENAZAS POTENCIALES

En Chile, la ballena fin se alimenta de eufáusidos (Pérez-Alvarez et al. 2006, Buchan et al. 2021), pero existe también la posibilidad de que se alimente de pequeños peces pelágicos, como en otras partes del mundo. La disponibilidad de eufáusidos en la corriente de Humboldt depende directamente de los procesos de surgencia costera (Thiel et al. 2007), por tanto, los cambios futuros en la surgencia costera puede afectar dramáticamente la disponibilidad de presas para la ballena fin en Chile. Aún está en debate si la surgencia costera se intensificará bajo escenarios de cambio climático (Echevin et al. 2012, Gutiérrez et al. 2016); sin embargo, bajo cualquier escenario la disponibilidad de presas para niveles tróficos superiores se puede ver disminuida por mecanismos físicos-biológicos diversos (Bakun et al. 2015). Los impactos potenciales del cambio climático y oceanográfico sobre las ballenas fin puede ser relacionados con la disponibilidad de alimento, donde el cambio climático conduce a una disminución de productividad primaria y secundaria debido a cambios en procesos oceanográficos.

8. CATEGORÍA DE CONSERVACIÓN

Nacional: “En Peligro Crítico” (Reglamento de Clasificación de Especies (RCE), Ministerio de Medio Ambiente de Chile, 2008).

Global: “Vulnerable” (iucnredlist.org).

9. REFERENCIAS

- Acevedo, J., O’Grady, M. & Wallis, B. 2012. Sighting of the fin Whale in the Eastern Subtropical South Pacific: Potential breeding ground? *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 47(3): 559-563.
- Aguayo, A., Torres, D., & Acevedo, J. 1998. Los Mamíferos Marinos de Chile: 1. Cetacea. Serie Científica INACH 48, 19–159.
- Aguilar, A., & García-Vernet, R. 2018. Fin Whale: *Balaenoptera physalus*, En: Würsig, B., Thewissen, J.G.M., Kovacs, K.M. (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (Third Edition). Academic Press, pp. 368–371. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00128-X>
- Allison C. 2017. The IWC Catch Data Base, version 6.1. (Document and files available from International Whaling Commission (www.iwc.int)).
- Archer, F.I., Brownell, R.L., Hancock-Hanser, B.L., Morin, P.A., Robertson, K.M., Sherman, K.K., Calambokidis, J., Urbán R, J., Rosel, P.E., Mizroch, S.A., Panigada, S., & Taylor, B.L. 2019. Revision of fin whale *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758) subspecies using genetics. *Journal of Mammalogy* 1–18. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyz121>
- Bakun, A., Black, B.A., Bograd, S.J., García-Reyes, M., Miller, A.J., Rykaczewski, R.R., Sydeman, W.J. 2015. Anticipated Effects of Climate Change on Coastal Upwelling Ecosystems. *Curr. Clim. Chang. Reports* 1: 85–93. <https://doi.org/10.1007/s40641-015-0008-4>
- Bérubé, M. & Aguilar, A. 1998. A new hybrid between a blue whale, *Balaenoptera musculus*, and a fin whale, *B. physalus*: frequency and implications of hybridization. *Marine Mammal Science* 14: 82–98. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1998.tb00692.x>
- Buchan, S., Gutierrez, L., Balcazar-Cabrera, N. & Stafford, K. 2019. Seasonal occurrence of fin whale song off Juan Fernandez, Chile. *Endanger. Species Res.* 39, 135–145. <https://doi.org/10.3354/esr00956>

- Buchan, S.J., Gutierrez, L., Balcazar-Cabrera, N. & Stafford, K.M. 2019. Seasonal occurrence of fin whale song off Juan Fernandez, Chile. *Endangered Species Research* 39. <https://doi.org/10.3354/esr00956>
- Buchan, S.J., Vásquez, P., Olavarría, C. & Castro, L.R. 2021. Prey items of baleen whale species off the coast of Chile from fecal plume analysis. *Marine Mammal Science* 1–12. <https://doi.org/10.1111/mms.12782>
- Croll, D.A., Clark, C.W., Acevedo, A., Tershy, B., Flores, S., Gedamke, J. & Urban, J. 2002. Only male fin whales sing loud songs. *Nature* 417, 809. <https://doi.org/10.1038/417809a>
- Echevin, V., Goubanova, K., Belmadani, A. & Dewitte, B. 2012. Sensitivity of the Humboldt Current system to global warming : a downscaling experiment of the IPSL-CM4 model 3, 761–774. <https://doi.org/10.1007/s00382-011-1085-2>
- García-Cegarra, A.M. & Pacheco, A.S. 2019. Collision risk areas between fin and humpback whales with large cargo vessels in Mejillones Bay (23°S), northern Chile. *Marine Policy* 103, 182–186. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.12.022>
- Goldbogen, J.A., Calambokidis, J., Shadwick, R.E., Oleson, E.M., McDonald, M.A. & Hildebrand, J.A. 2006. Kinematics of foraging dives and lunge-feeding in fin whales. *J. Exp. Biol.* 209, 1231–1244. <https://doi.org/10.1242/jeb.02135>
- Gutiérrez, D., Akester, M. & Naranjo, L. 2016. Productivity and sustainable management of the Humboldt current large marine ecosystem under climate change. *Environmental Development* 17, 126–144. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2015.11.004>
- Pacheco, A.S., Villegas, V.K., Riascos, J.M. & van Waerebeek, K. 2015. Presencia de ballenas de aleta (*Balaenoptera physalus*) en bahía Mejillones, un puerto principal en el norte de Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 50: 383–389. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572015000300017>
- Pérez-Álvarez, M.J., Thomas, F., Uribe, F., Sepúlveda, M., Flores, M. & Moraga, R. 2006. Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) feeding on *Euphausia mucronata* in nearshore waters off North-Central Chile. *Aquatic Mammals* 32: 109–113. <https://doi.org/10.1578/am.32.1.2006.109>
- Pérez-Álvarez, M., Kraft, S., Segovia, N.I. & Olavarría, C. 2021. Contrasting phylogeographic patterns among Northern and Southern Hemisphere fin whale populations with new data from the Southern Pacific. *REVISTA* 8: 1–12. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.630233>
- Rebolledo, E.L.B., Ijsseldijk, L.L., Solé, L., Begeman, L., Vries, S. De, Boom, L. Van Den, Carpizo, J.C. & Leopold, M.F. 2016. Unorthodox sampling of a fin whale's (*Balaenoptera physalus*) diet yields several new mesopelagic prey species. <https://doi.org/10.1578/AM.42.4.2016.417>
- Sepúlveda, M., Pérez-Álvarez, M.J., Santos-Carvallo, M., Pavez, G., Olavarría, C., Moraga, R. & Zerbini, A.N. 2018. From whaling to whale watching: Identifying fin whale critical foraging habitats off the Chilean coast. *Aquatic Conservation Marine & Freshwater Ecosystems* 28: 821–829. <https://doi.org/10.1002/aqc.2899>
- Thiel, M., Macaya, E.C., Acuña, E., Arntz, W.E., Bastias, H., Brokordt, K., Camus, P.A., Castilla, J.C., Castro, L.R., Cortés, M., Dumont, C.P., Escribano, R., Fernandez, M., Gajardo, J.A., Gaymer, C.F., Gomez, I., González, A.E., González, H.E., Haye, P.A., Illanes, J.E., Iriarte, J.L., Lancellotti, D.A., Luna-Jorquera, G., Luxoro, C., Manriquez, P.H., Marín, V., Muñoz, P., Navarrete, S.A., Perez, E., Poulin, E., Sellanes, J., Sepúlveda, H.H., Stotz, W., Tala, F., Thomas, A., Vargas, C.A., Vasquez, J.A. & Vega J.M.A. 2007. The Humboldt Current System of northern and central Chile - Oceanographic processes, ecological interactions and socioeconomic feedback. *Oceanography & Marine Biology* 45: 195–344.
- Toro, F., Vilina, Y.A., Capella, J.J. & Gibbons, J., 2016. Novel coastal feeding area for eastern South Pacific fin whales (*Balaenoptera physalus*) in mid-latitude Humboldt current waters off Chile. *Aquatic Mammals* 42: 47–55. <https://doi.org/10.1578/AM.42.1.2016.47>
- van Waerebeek, K. & Engblom, G. 2007. Fin whales off Peru, unseasonal, nondescript and undersized: further indications for a possible third subspecies of fin whale *REVISTA* 2–5.
- Vanderlaan, A.S.M. & Taggart, C.T. 2007. Vessel collisions with whales: The probability of lethal injury based on vessel speed. *Marine Mammal Science* 23: 144–156. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2006.00098.x>
- Wilson D.E. & Mittermeier RAE. 2012. *Handbook of the Mammals of the World. Vol. 2. Hoofed Mammals.* Barcelona: Lynx Edicions. *Zoo Biology* 31: 621–623. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/zoo.21021>

4.1.1.3. BALLENA SEI, *Balaenoptera borealis*

1.- TAXONOMÍA

Reino: Animalia

División / Phylum: Chordata

Clase: Mammalia

Orden: Cetacea

Familia: Balaenopteridae

Género: *Balaenoptera*

Nombre científico: *Balaenoptera borealis* Lesson, 1828

Subespecies: El comité de taxonomía internacional reconoce dos subespecies, *B. borealis borealis* para el hemisferio norte y *B. borealis schlegelli* para el hemisferio sur.

Nombres comunes (español): Ballena sei, rorcual de Rudolphi, rorcual boreal.
(inglés): Sei whale.

2.- DEFINICIÓN POBLACIONAL

La ballena sei es una especie cosmopolita, con una distribución principalmente en alta mar. Tres poblaciones son reconocidas, la del Atlántico norte (con tres sub-poblaciones), el Pacífico norte y la del hemisferio sur (Cooke 2018). No hay registros confirmados en el océano Índico norte (Rice 1998, Brownell et al. 2017).

3.- RANGO GEOGRÁFICO

3.1.- Pacífico Suroriental

La distribución en el Pacífico Suroriental se ha indicado a ocurrir entre las aguas de Perú (Valdivia et al. 1982, 1984) hasta los 60°S (Miyashita et al. 1996), con registros ocasionales en aguas Antárticas (Ensor et al. 1994, Allison 2017).

3.2.- Aguas chilenas

Aguayo-Lobo et al. (1998a) señalan que la distribución histórica durante los años de captura comercial se extendió a lo largo de toda la costa chilena incluyendo las aguas antárticas, desconociéndose su presencia en aguas adyacentes a las islas oceánicas. Actualmente, la presencia de esta especie ha sido informada desde Antofagasta (23°30'S) (Findlay et al. 1998) hasta la Antártica (68°S) (Ensor et al. 1994), incluyendo el Archipiélago de Juan Fernández (Aguayo-Lobo et al. 1998a, b). Durante los últimos años algunas áreas están apareciendo como zonas importantes dado a un incremento en los registros de avistamientos, como la zona costera frente de Concepción/Talcahuano, costa oeste de isla Grande de Chiloé (Guzmán 2006), golfo Corcovado y canales adyacentes (Hucke-Gaete et al. 2010, Buchan et al. 2021, Buchan et al. en revisión), golfo de Penas (Häussermann et al. 2017, Español-Jiménez et al. 2019), estrecho de Magallanes (Acevedo et al. 2017), sector de canal Beagle a cabo de Hornos (Acevedo, datos no publicados), y registros acústicos de ballena sei en primavera en las aguas adyacentes al archipiélago de Juan Fernández (Buchan datos no pub.).

4.- ASPECTOS ECOLÓGICOS

4.1- Hábitat

A lo largo de su área de distribución global, la ballena sei tiende a permanecer en aguas más templadas que las otras especies de ballenas (Reeves et al. 2002) prefiriendo hábitats neríticos-pelágicos y epipelágicos (0-200 m) (Cooke 2018). Aunque migran grandes distancias entre las áreas de alimentación en altas latitudes y de reproducción en bajas latitudes, no es frecuente que se aventuren en aguas polares y zona de pack-ice, permaneciendo en aguas subantárticas, entre la Convergencia subtropical y la Convergencia antártica, durante el verano y otoño (Rice 1998). Aunque la ballena sei tiende a alimentarse en hábitat pelágico (Pastene & Shimada 1999), ha habido un incremento de avistamientos de individuos alimentándose en los canales norpatagónicos de Chile (Aguayo-Lobo et al. 2006, Hucke-Gaete obs. pers.) y en el estrecho de Magallanes (Acevedo et al. 2017).

4.2.- Alimentación

Las ballenas sei exhiben una variedad de presas en la dieta, pero tienden a alimentarse de un solo tipo de presa a la vez. De los 31.494 estómagos examinados en el hemisferio sur entre 1961 y 1966, el 54,3% contenían sólo eufáusidos, mientras que otro 30,5% de los estómagos contenían sólo copépodos y el 14,4% sólo anfípodos (Nemoto & Kawamura 1977). En aguas chilenas y sobre la base de algunos datos de la época ballenera, Matthews (1932) documentó la presencia del langostino *Munida gregaria* en el contenido estomacal de ballenas sei capturadas en la Patagonia. Posteriormente, Budylenko (1978) reportó una dieta constituida por el copépodo *Calanus tonsus* el cual fue una especie alimenticia predominante en enero en los 40°S de Chile. También se registraron cantidades más pequeñas del eufáusido *Euphausia vallentini* y del anfípodo *Parathemisto* (= *Themisto*) *gaudichaudi*, así como algunos peces y calamares pequeños en los respectivos estómagos. En latitudes similares al estrecho de Magallanes (50°S), Budylenko (1978) también informó que las ballenas sei capturadas en la costa este de América del Sur (cuenca del Atlántico) se alimentaron principalmente del eufáusido *E. vallentini* y de pequeños calamares. Cerca de las islas Malvinas, las ballenas sei se alimentaron principalmente de eufáusidos *E. frigida*, *E. vallentini*, *C. simillimus*, langostino *Munida gregaria* y, en ocasiones del anfípodo *P. gaudichaudi*. Mikheyev (1965) observó ballenas sei alimentándose de *Notothenia ramsay*, un pez de 12 a 16 cm de tamaño, al sur de las Islas Malvinas. La información más actualizada disponible proviene de Acevedo et al. (2017) que observaron el consumo de sardina fueguina (*Sprattus fueguensis*) en el estrecho de Magallanes; y Buchan et al. (2021) sobre crustáceos decápodos, principalmente *M. gregaria*, en muestras fecales de ballena sei (n=4) colectadas en Golfo Corcovado en abril de 2018. Finalmente, Reiss et al. (2020) basado en análisis de isótopos estables de las barbas de seis ballenas sei provenientes del masivo varamiento en Golfo de Penas, sugieren que eufáusidos (18%), anfípodos (8%) y copépodos (74%) habrían sido las potenciales presas consumidas.

4.3.- Reproducción

No se conoce sobre la biología reproductiva de esta especie en aguas chilenas; sin embargo, se dispone de algunos antecedentes provenientes de la examinación de ballenas capturadas en África del Sur. Los resultados de la examinación de 1.062 ballenas sei capturadas entre los años 1962 y 1963, encontraron que las hembras alcanzan la pubertad a una longitud corporal promedio de 14.1 m y a una edad de 8.2 años. Los machos alcanzaron la madurez sexual a una longitud corporal promedio de 13.8 m y a una edad de 8.6 años. Muchas de las concepciones ocurrieron sobre un período de 70 días con un máximo en junio. La tasa de preñez observada fue alta (86.1%) pero con tasas de ovulación promediando solamente 0.47 por año, lo que aparentemente no es una disminución significativa en las tasas de preñez con la edad (Best & Lockyer 2002). La gestación ronda los 11-12 meses y probablemente la cría es

destetada entre los seis y ocho meses de edad. Las hembras aparentemente crían un ballenato cada dos o tres años (Reeves et al. 2002).

4.4.- Migración

Las ballenas sei migran entre latitudes tropicales y subtropicales en invierno para reproducirse y a latitudes templadas y polares en verano para alimentarse, con concentraciones estivales entre los 40° y los 55°S. No obstante, su distribución invernal parece ser muy dispersa y no está completamente mapeada (Horwood 1987, 2017). En base a registros acústicos se ha determinado la presencia de la ballena sei en los meses de primavera en las aguas frente a la costa de la región del Bio-Bio y en las aguas del archipiélago de Juan Fernández (Buchan, no publicado).

5.- TAMAÑO POBLACIONAL Y TENDENCIA

La población mundial de ballena sei ha experimentado una tendencia de aumento desde el cese de la caza comercial, estimándose en alrededor de 50.000 individuos maduros (Cooke 2018). La estimación más reciente para todo el hemisferio sur fue de aproximadamente 10.000 individuos al sur de los 30°S y para el verano de 1983, basado en una combinación de datos de avistamientos de la Década Internacional de Investigación de Cetáceos (IDCR) y de barcos de exploración japoneses (IWC 1996). Sin embargo, no ha habido una nueva evaluación hasta la fecha.

Tanto en el Pacífico Suroriental como en las aguas chilenas, no se cuenta con estimaciones del tamaño poblacional. Sin embargo, basado en el aumento de la frecuencia de avistamientos, se sugiere que la población estaría en aumento. Sobre la base de datos de avistamientos entre los años 1958 y 1981, Aguayo-Lobo et al. (1998a) informaron que la mayor abundancia de ejemplares avistados se presentó en las aguas de la zona sur y central del país. Basado en el mismo procedimiento, las mayores abundancias de ejemplares avistados entre los años 1982 y 1998 se presentarían en las aguas de la zona centro y Antártica.

6.- INTERACCIÓN/MORTALIDAD CON ACTIVIDADES HUMANAS

6.1.- Capturas

En el hemisferio sur se registraron más de 200.000 ballenas sei capturadas por la caza moderna durante el período 1905–1979. Las mayores capturas se produjeron durante 1960–72, capturándose más de 5.000 individuos por año y hasta las 20.000 en las temporadas de 1964/65 y 1965/66, respectivamente. La mayoría de las capturas fueron realizadas durante el verano por flotas pelágicas que operaron al sur de 40°S, pero también se realizaron capturas de invierno en estaciones terrestres en Brasil, Chile y Sudáfrica (Allison 2017). Las capturas de la ex Unión Soviética no se informaron en gran medida en ese momento, pero actualmente se conoce que fue de casi 60.000 animales (Ivashchenko et al. 2011).

En aguas chilenas, esta ballena fue el tercer objetivo ballenero más importante entre 1929 y 1979. Según las estadísticas nacionales, se capturaron al menos 1.664 ballenas sei, con las concentraciones más altas capturadas en las costas norte y central de Chile (Aguayo-Lobo et al. 1998a), aunque las estaciones balleneras del norte incluían un número desconocido de ballenas de Bryde (Gallardo et al. 1983, Aguayo-Lobo et al. 1998a).

6.2.- Interacción con pesquería y acuicultura

Se ha informado de al menos dos enredamientos accidentales con causa de muerte en aparejos de centros de salmonicultura.

6.3.- Colisiones con embarcaciones

Se dispone de información de mortalidades de algunos animales por efecto de colisión con embarcaciones, principalmente en la región sur-austral del país.

6.4.- Pérdida de Hábitat / Degradación

Es ampliamente reconocido que la degradación del hábitat tiene el potencial para causar impactos (perturbación, lesión y mortalidad biológicamente significativas) a nivel individual y/o poblacional a los cetáceos (IWC 2006). Debido a su ocurrencia más costera durante los meses de verano y otoño, las actividades antropogénicas tienen el potencial de degradar importantes hábitats de alimentación para la especie. Estas actividades pueden degradar el hábitat al operar en momentos que coinciden con la presencia de ballenas, o pueden ocurrir cuando las ballenas están ausentes, pero degradan la idoneidad del hábitat de forma permanente o semipermanente. Estas actividades incluyen, pero no se limitan a:

- Crecimiento de la población humana y desarrollo en regiones costeras;
- Contaminación acústica (*e.g.*, ruido de embarcaciones comerciales, de prestación de servicios, recreacionales, de actividad de prospección sísmica y ejercicios navales);
- Contaminación química (*e.g.*, escorrentía de la agricultura terrestre, derrames de petróleo, productos de la acuicultura, emisarios submarinos, contaminantes orgánicos domiciliario e industriales, y vaciado de lastre);
- Contaminación biológica (*e.g.*, introducción de patógenos al ambiente marino);
- Enredos (*e.g.*, en desechos marinos, artes de pesca y acuicultura);
- Estructuras construidas que impactan sobre la disponibilidad y/o uso del hábitat (*e.g.*, puertos, muelles, marinas, instalaciones de acuicultura, infraestructura minera o de perforación marina);

La degradación del hábitat puede resultar en una reducción de la ocupación y/o la exclusión de ballenas de un hábitat adecuado, comprometer el éxito reproductivo, la salud y condición corporal, y la mortalidad. El ruido también puede hacer que las ballenas se suspendan importantes actividades sociales, de alimentación, la lactancia en caso de madres con cría, o enmascarar la comunicación necesaria para la supervivencia (Richardson et al. 1995). Es posible que los impactos en un número suficiente de ballenas puedan dar lugar a impactos más amplios a nivel de población (*e.g.* reduciendo la tasa de fertilidad o el reclutamiento hasta tal punto que se impida la recuperación de la especie), aunque es probable que esto pueda ocurrir si las actividades que causan la degradación del hábitat se produzcan de forma intensiva y / o acumulativa, o en una gran parte de su área de distribución.

7.- AMENAZAS POTENCIALES

Posterior a la intensa explotación de ballenas sei por parte de la caza moderna en todo el hemisferio sur, las colisiones con embarcaciones y enmallamientos surgen como importantes amenazas, aunque no está claro si constituyen una fuente importante de mortalidad a nivel poblacional. El continuo cambio de hábitat en la región de los canales australes producto de la acuicultura también surge como una potencial amenaza dada a los efectos indirectos de la producción acuícola relacionados con cambios en niveles de plancton, en la química del agua, y de las mismas estructuras de las jaulas para salmones, donde algunos individuos de ballena sei han muerto por enredamiento.

De la misma forma, los contaminantes ambientales también tienen el potencial de afectar a nivel individual y poblacional, pudiendo afectar la inmunidad y conllevando al aumento de enfermedades.

Por su parte, la mayor amenaza actual tiene relación con el cambio climático, aunque aún se desconoce los impactos y las implicaciones exactas sobre las poblaciones de las distintas ballenas, incluida la ballena

sei. Cualquier cambio resultante en la distribución y calidad de las presas podría conducir a cambios en el comportamiento de búsqueda de alimento, estrés nutricional y disminución de la reproducción. Además, los cambios en la temperatura y las corrientes oceánicas podrían afectar el momento de las señales ambientales importantes para la navegación y la migración. De hecho, la inusual mortalidad masiva de al menos 343 ballenas sei ocurrido en golfo de Penas en marzo de 2015, puede haber sido causada por una proliferación de algas nocivas asociada con un evento de El Niño en desarrollo, cuya frecuencia se espera que aumente a medida que el Océano Pacífico es afectado por el cambio climático (Häussermann et al. 2017).

8.- CATEGORÍA DE CONSERVACIÓN

Nacional: “En peligro Crítico (CR)” (Reglamento de Clasificación de Especies (RCE), Ministerio de Medio Ambiente de Chile, 2011).

Global: “En Peligro (EN)” (Cook 2018).

9.- REFERENCIAS

- Acevedo, J., Aguayo-Lobo, A., González, A., Haro, D., Olave, C., Quezada, F., Martínez, F., Garthe, S. & Cáceres, B. 2017. Occurrence of sei whales (*Balaenoptera borealis*) in the Magellan Strait from 2004-2015, Chile. *Aquatic Mammals* 43(1): 63–72.
- Aguayo-Lobo, A, Torres, D. & Acevedo, J. 1998a. Los mamíferos marinos de Chile. I. Cetacea. Serie Científica INACH 48: 19-159.
- Aguayo-Lobo, A., Bernal, R., Olavarría, C., Vallejos, V. & Hucke-Gaete, R. 1998b. Observaciones de cetáceos realizados entre Valparaíso e isla de Pascua, Chile, durante los inviernos de 1993, 1994 y 1995. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 33 (1): 101-123.
- Aguayo-Lobo, A., Acevedo, J. & Vargas, R. 2006. Diversidad de mamíferos marinos en las aguas del archipiélago de los Chonos (43°39'S-45°50'S), XI Región de Chile. *Revista de Ciencia y Tecnología del Mar (CONA)* 29(2): 129-145.
- Allison, C. 2017. International Whaling Commission Catch Data Base v. 6.1.
- Best, P. & Lockyer, H. 2002. Reproduction, growth, and migrations of sei whales *Balaenoptera borealis* off the west coast of South Africa. *South African Journal of Marine Science* 24: 111-133.
- Brownell Jr, RL., De Vos, A. & Ilangakoon, A.D. 2017. Large whale strandings from Sri Lanka between 1889 and 2014. International Whaling Commission Scientific Committee Document SC/67a/HIM11.
- Buchan, S.J., Vásquez, P., Olavarría, C. & Castro, L.R. 2021. Prey items of baleen whale species off the coast of Chile from fecal plume analysis. *Marine Mammal Science* 37(3): 1116-1127.
- Budylenko, G.A. 1978. On sei whale feeding in the Southern Ocean. Report of the International Whaling Commission 28: 379-383.
- Cooke, J.G. 2018. *Balaenoptera borealis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T2475A130482064.
- Ensrö, P., Shimada, H., Gomi, K., Jenner, M.N., Mermoz, J., Pastene, L.A., Pitman, R. & Yasunaga, N. 1994. 1993-94 IWC/IDCR Southern Hemisphere Minke Whale Assessment Cruise, Area I. Paper SC/46/SH3 presented to IWC Scientific Committee. 42 pp. (unpublished).
- Español-Jiménez, S., Bahamonde, P.A., Chiang, G. & Häussermann, V. 2019. Discovering sounds in Patagonia: characterizing sei whale (*Balaenoptera borealis*) downsweeps in the south-eastern Pacific Ocean. *Ocean Science* 15: 75–82.
- Gallardo, V.A., Arcos, D., Salamanca, M. & Pastene, L.A. 1983. On the occurrence of Bryde's whale (*Balaenoptera edeni* Anderson 1878) in an upwelling area off Central Chile. Report of the International Whaling Commission 33: 481-488.
- Guzmán, A. 2006. Avistamientos de ballenas azul *Balaenoptera musculus* (Linnaeus, 1758) y sei *B. borealis* Lesson, 1828 en la costa nor-occidental de la isla de Chiloé, Chile. *Boletín del Museo Nacional de Historia Nacional* 55: 51-60.
- Häussermann, V., Gutstein, C.S., Bedington, M., Cassis, D., Olavarría, C., Dale, A.C., Valenzuela-Toro, A.M., Pérez-Álvarez, M.J., Sepúlveda, H.H., McConnell, K.M., Horwitz, F.E., Försterra, G. 2017. Largest baleen whale mass mortality during strong El Niño event is likely related to harmful toxic algal bloom. *PeerJ* 5: doi.org/10.7717/peerj.3123.
- Horwood, J. 1987. The sei whale: Population biology, ecology, and management. Croom Helm, London, New York, Sydney.
- Horwood, J. 2017. Sei whale *Balaenoptera borealis*. In: Wursig B, Thewissen JGM & Kovacs KM (eds.), *Encyclopedia of marine mammals*, Academic Press, London UK.
- International Whaling Commission (IWC). 1996. Report of the subcommittee on Southern Hemisphere baleen whales. Report of the International Whaling Commission 46: 117-138.
- International Whaling Commission (IWC). 2006. Report of the IWC Scientific Committee Workshop on Habitat Degradation. *Journal of Cetacean Research and Management* 8: 313-335.

- Ivashchenko, Y.V., Clapham, P.J. & Brownell Jr, R.L. 2011. Soviet illegal whaling: the devil and the details. *Marine Fisheries Review* 73: 1-19.
- Mikheyev, B.I. 1965. On the biology and fishing of some fishes from the Patagonian shelf (Falkland area) and the Scotia Sea. In Burukovskij RN (ed.), *The Antarctic krill* (pp. 84-91). Kaliningrad: Atlantic Research Institute of Marine Fisheries and Oceanography.
- Miyashita, T., Kato, H. & Kasuya, T. 1996. Worldwide Map of Cetacean Distribution Based on Japanese Sighting Data. National Research Institute of Far Seas Fisheries.
- Nemoto, T. & Kawamura, A. 1977. Characteristics of food habits and distribution of baleen whales with special reference to the abundance of North Pacific sei and Bryde's whales. *Reports of the International Whaling Commission (Special Issue) 1*: 80-87.
- Pastene, L.A. & Shimada, H. 1999. Report of a sighting survey in Chile's exclusive economic zone with comments on sei whale distribution. *Anales del Instituto de la Patagonia, Serie Ciencias Naturales (Chile) 27*: 51-62.
- Reiss, L., Häussermann, V. & Mayr, C. 2020. Stable isotope records of sei whale baleens from Chilean Patagonia as archives for feeding and migration behavior. *Ecology and Evolution* 10(2): 808-818.
- Rice, D.W. 1998. *Marine Mammals of the World: Systematics and Distribution*. Society for Marine Mammalogy, Special Publication Number 4, Lawrence, Kansas.
- Richardson, W.J., Greene Jr, C.R., Malme, C.I. & Thomson, D.H. 1995. *Marine mammals and noise*. New York: Academic Press. 576 pp.
- Valdivia, J.G., Landa, A., Ramírez, P. & Tovar, H. 1982. Peru Progress Report on cetacean research. *Reports of the International Whaling Commission* 32: 199-203.
- Valdivia, J., Landa, A. & Ramírez, P. 1984. Peru Progress Report on Cetaceans Research. *Reports of the International Whaling Commission* 34: 223-228.

4.1.1.4. BALLENA JOROBADA, *Megaptera novaeangliae*

1.- TAXONOMÍA

Reino: Animalia

División / Phylum: Chordata

Clase: Mammalia

Orden: Cetacea

Familia: Balaenopteridae

Género: *Megaptera*

Nombre científico: *Megaptera novaeangliae*

Subespecies: El Comité de Taxonomía de la Sociedad de Mastozoología Marina reconoce tres subespecies de ballena jorobada: la subespecie nominal *M. novaeangliae novaeangliae* (Borowski, 1781) para el Atlántico Norte, *M. n. australis* (Lesson, 1828) para el hemisferio sur, y *M. n. kuzira* (Gray, 1850) para el Pacífico Norte (Comité de Taxonomía 2017).

Nombres comunes (español): Ballena jorobada, Jubarte, Yubarta, rorcual jorobado.

(inglés): Humpback whale.

2.- DEFINICIÓN POBLACIONAL

Las poblaciones de *M. novaeangliae* se caracterizan por su alta fidelidad a las áreas de alimentación; sin embargo, la estructura poblacional puede incluir una única área de alimentación-reproducción, diferentes áreas veraniegas que comparten un área de reproducción en común, o compartir un área de alimentación común para múltiples áreas de reproducción (Katona & Beard 1990, Calambokidis et al. 2001, Stevick et al. 2006, Barlow et al. 2011). En el hemisferio sur, siete poblaciones o stocks reproductivos son reconocidas y denominadas con las letras A hasta la G para propósitos de manejo (IWC 1998): la población del Atlántico Suroccidental (Stock A) que se distribuye en la costa oriental de América del Sur; la población del Atlántico Suroriental (Stock B) que se distribuye en la costa occidental de África; la población del Índico occidental (Stock C) que se distribuye en la costa oriental de África; la población del Índico oriental (Stock D) que se distribuye en la costa occidental de Australia; la población del Pacífico Suroccidental (Stock E) que se distribuye en la costa oriental de Australia e islas de la Oceanía (Nueva Caledonia, archipiélago de Tonga, Fiji y Samoa); la población del Pacífico Sur central (Stock F) que se distribuye en las aguas de las islas Cook y Polinesia Francesa; y la población del Pacífico Suroriental (Stock G) que se distribuye en la costa occidental de Sudamérica y Centro América (Donovan 1991, IWC 2015). Además, algunos de estos stocks (B, C, E y F) están subdivididas en varias áreas principales de reproducción o substocks.

Antes de la década del 2000, la estructura poblacional del Stock G fue asumida a presentar una única área de alimentación (Península Antártica) y reproducción (Ecuador-Colombia) (Stone et al. 1991, Stevick et al. 2004). Actualmente, la estructura es más compleja con una única área de reproducción que se extiende en un continuo desde el norte-centro de Perú (Pacheco et al. 2009, Santillán 2011) hasta el sur de Nicaragua (De Weert et al. 2020), y con al menos tres áreas discretas de alimentación (península Antártica, estrecho de Magallanes y golfo Corcovado) (Acevedo et al. 2013).

Áreas como Chañaral de Aceituno, norte de canal de Chacao y canal Beagle donde existen recurrentes avistamientos de ballenas jorobadas en actividad de alimentación durante los últimos años, no han sido aún evaluados para establecer si estas corresponden a nuevas áreas discretas de alimentación, o conforman una extensión del área del golfo de Corcovado (para el caso del canal Chacao) y del estrecho de Magallanes (para el caso del canal Beagle).

A escala más fina, se ha asumido que las tres áreas de alimentación del Pacífico Suroriental conforman áreas discretas y sin conectividad entre ellas (Acevedo et al. 2013). Diferencias genéticas entre el área de alimentación de Magallanes y de la Península Antártica han sido informadas (Olavarría et al. 2005, 2006), las que junto a diferencias demográficas (Acevedo et al. 2007, 2013, 2017) sugieren estructuración en las áreas de alimentación de la población del Pacífico Sur Oriental.

Recientemente se ha informado mediante foto-identificación e isótopos estables el movimiento de algunos escasos individuos desde el estrecho de Magallanes hacia la península Antártica (Acevedo et al. 2021). Asimismo, Capella et al. (2008) informaron de un animal avistado en la costa noroccidental de isla Chiloé y luego en el estrecho de Magallanes durante el mismo año; mientras García-Cegarra et al. (2021a) informan que un individuo alimentándose en bahía de Mejillones fue fotografiado dos años antes en el golfo Corcovado. No obstante, estos dos últimos registros de reavistamientos pueden corresponder a animales migrantes avistados durante su viaje a su destino final de alimentación. Estas recientes conexiones no necesariamente cambian la falta de estructuración a nivel de las áreas de alimentación ni la estructura poblacional establecida en la actualidad.

3.- RANGO GEOGRÁFICO

3.1. Pacífico Suroriental

La población del Pacífico Suroriental presenta una distribución fuertemente estacional, ocurriendo en aguas costeras desde el centro-norte de Perú (05°S, 81°W; Pacheco et al. 2009, Santillán 2011) hasta el sur de Nicaragua (11.25°S, 85.90°W; De Weert et al. 2020), y en islas oceánicas como el archipiélago de las Galápagos (01°03'S, 90°10'W; Félix et al. 2006, 2011a) para reproducirse durante los meses del invierno y primavera austral, migrando luego a diferentes áreas costeras de Chile y de la Península Antártica para alimentarse durante el verano y otoño austral (Mackintosh 1965, Stone et al. 1990, Stevick et al. 2004, Acevedo et al. 2007, 2017).

3.2.- Aguas chilenas

La presencia de la ballena jorobada en aguas chilenas se extiende mayormente en la zona costera desde Arica en la zona norte hasta cabo de Hornos por el sur (Aguayo-Lobo et al. 1998a, Félix & Guzmán 2014). Muchos de estos avistamientos corresponderían a individuos durante su tránsito migratorio entre altas latitudes (península Antártica) y bajas latitudes (zona de reproducción). La información más actualizada da cuenta de la existencia de dos recientes y estables áreas de alimentación, localizadas en aguas de los canales Fueguinos y Patagónicos: el estrecho de Magallanes (Gibbons et al. 1998, 2003, Acevedo 2005), y en las aguas del golfo de Corcovado (Hucke-Gaete et al. 2013). A lo anterior, también se ha informado la presencia sistemática de individuos de ballenas jorobadas alimentándose durante los meses de verano en áreas como Chañaral de Aceituno y norte de canal de Chacao (Anónimo 2007; Galletti-Vernazzani et al. 2006), pudiendo ambos sitios corresponder también a persistentes áreas de alimentación. Más recientemente, se ha informado la presencia de pequeños grupos de ballenas jorobadas alimentándose en bahía de Mejillones (23°01'45''S, 70°29'44''W; García-Cegarra et al. 2021a, b), y un incremento de avistamientos y actividad de alimentación en las aguas de canal Beagle (Dellabianca com. pers).

La distribución en aguas oceánicas ha sido también informada sobre la base de algunos pocos avistamientos en las aguas del archipiélago de Juan Fernández e isla de Pascua (Stone & Hamner 1988, Aguayo-Lobo et al. 1998a, b). Una segunda fuente de información proviene de las rutas migratorias de 16 individuos seguidos con transmisores satelitales desde la península Antártica, mostrando que estas ballenas migran, al menos completamente (93% del tiempo de tránsito), dentro de la zona económica exclusiva del país a una distancia aproximada entre 300 y 370 km de la costa (Friedlaender et al. 2018, Modest et al. 2021). Similar ruta y distancia desde la costa es mostrado por una ballena con transmisor satelital en su migración desde Ecuador hacia la Península Antártica (Félix & Guzmán 2014).

4.- ASPECTOS ECOLÓGICOS

4.1- Hábitat

Es principalmente encontrada en aguas costeras o de la plataforma continental e islas oceánicas a través de todo su rango de distribución (Jefferson et al. 2008), aunque con frecuencia viaja a través de aguas profundas durante la migración (Clapham & Mead 1999). En las áreas de reproducción, las madres y crías preferentemente se distribuyen en aguas someras (entre 20 y 30 m de profundidad; Félix & Haase 1997, 2001a) en comparación con los grupos de competencias de machos. Las temperaturas superficiales del mar óptimas en las áreas de reproducción son entre 21°–28°C con un óptimo a 24.6°C (Naughton 1997, Ersts & Rosembaun 2003, Rasmussen et al. 2007).

En las áreas de alimentación, las ballenas jorobadas se agregan en áreas de alta productividad biológica, donde encuentra y consumen sus presas sobre un umbral mínimo que le permita asegurar una ganancia de energía positiva en cada evento de alimentación.

4.2.- Alimentación

La ballena jorobada es un depredador generalista consumiendo una variedad de pequeñas presas compuesta principalmente de krill y peces (Nemoto & Kasuya 1965, Nemoto 1959, 1970; Hain et al. 1982, Witteveen & Wynne 2016). El período de alimentación es altamente estacional, extendiéndose durante una corta ventana temporal entre los meses australes de enero a mayo, aun cuando algunos individuos pueden arribar más tempranamente (diciembre) o abandonar el área más tardíamente. Aun cuando la alimentación ocurre principalmente en áreas de altas latitudes, observaciones de alimentación fuera de las tradicionales áreas de forrajeo y en bajas latitudes durante el invierno austral también han sido informadas, aunque su frecuencia de ocurrencia es baja (Gendron & Urbán 1993, Alves et al. 2009, De Weerd & Ramos 2020, García-Cegarra et al. 2021a). En el océano Austral, los eufáusidos (especialmente *Euphausia superba*) es la principal presa en la dieta de las poblaciones del hemisferio Sur, incluyendo la del Pacífico Suroriental (Matthews 1938, Mackintosh 1965). En las aguas de Chile, información sobre la dieta es disponible principalmente para el área de alimentación del estrecho de Magallanes. En esta área en particular, las ballenas presentan una dieta mixta compuesta por proporciones variables de krill (*Euphausia* spp.), langostino de los canales (*Munida gregaria*) y sardina fueguina (*Sprattus fueguensis*) (Gibbons et al. 2003, Acevedo et al. 2011, Haro et al. 2016, 2021). Recientemente, Haro et al. (2020) también sugieren el consumo de anfípodos, aunque en bajas proporciones. La única información disponible para el área de alimentación del golfo Corcovado es proveída desde una muestra de pluma fecal mostrando la predominancia de eufáusidos (Buchan et al. 2021), aunque esta predominancia puede estar sesgada dado a que restos de krill permanecen un mayor tiempo en la superficie después de la defecación, en comparación a otolitos u otros restos de peces.

Asimismo, dos recientes estimaciones de biomasa de presas que son consumidas o requeridas anualmente por las ballenas en el área del estrecho de Magallanes son disponibles. Haro et al. (2020) empleando una aproximación a través de un modelo ecosistémico (EcoPath) y una población hipotética anual de 93 individuos, informan que la ballena jorobada representó el depredador más importante para el langostino de los canales (5.272 ton) y krill (4.490 ton), y el segundo depredador en importancia para la sardina fueguina (4.090 ton) en la cadena trófica, explicando el 51%, 36% y 31% de la mortalidad total en aquellos grupos, respectivamente. Por su parte, Acevedo & Urbán (2021) utilizando un modelo bioenergético dependiente de la velocidad de nado, proporción de presas en la dieta y densidad energética de las mismas presas, obtuvieron que la población estimada en los años 2011 (n=78) y 2012 (n=96) habrían requerido un consumo de aproximadamente 2.965 y 3.896 ton de sardinas fueguinas durante un período de alimentación de 120 días. Sin embargo, si estos estimados son extendidos a una abundancia de 204 ballenas jorobadas presentes en la región de Magallanes hasta el año 2016 (Monnahan et al. 2019), el consumo de sardinas fueguinas se incrementa a rangos de 8.167 y 8.383 ton

año. Otros registros ocasionales de alimentación en la costa chilena constituyen aquellos para bahía de Mejillones, donde animales solitarios o en grupos de pares han sido observados alimentándose de anchoveta peruana (*Engraulis ringens*) de 8 a 12 cm de longitud (García-Cegarra et al. 2021a). Ninguna información es disponible aun para el área de alimentación del Golfo Corcovado, así como para las áreas de Chañaral de Aceituno y del canal Beagle.

4.3.- Reproducción

Como en la mayoría de los mysticetos, la reproducción (apareamiento) y nacimientos es fuertemente estacional ocurriendo en áreas de bajas latitudes. La madurez sexual se alcanza en ambos sexos a una edad promedio de cinco años (Chittleborough 1965, Clapham 1992). Las hembras entran en celo durante el invierno y los machos exhiben un marcado aumento en la espermatogénesis en este momento (Chittleborough 1958, 1965). En el hemisferio sur, la ovulación ocurre de junio a noviembre, con un máximo a fines de julio (Chittleborough 1958, 1965). El período de gestación es cerca de 11-12 meses (Chittleborough 1958) produciéndose el máximo de nacimientos en el hemisferio sur durante agosto (Chittleborough 1958, 1965). Las hembras maduras dan nacimiento a un solo ballenato y aunque existen registros de fetos gemelos, no existen evidencias confiables de una hembra madura que amamante a más de una cría (Chittleborough 1965, Clapham & Mayo 1990). Los intervalos entre nacimientos son de 2-3 años (Barlow & Clapham 1997), aunque partos anuales en algunas hembras han sido observadas (Clapham & Mayo 1990, Glockner-Ferrari & Ferrari 1990, Weinrich et al. 1993).

4.4.- Migración

Megaptera novaeangliae es una especie altamente migratoria y con excepción de la población del mar arábigo, todas las poblaciones migran entre las aguas polares, en el verano y las aguas tropicales y subtropicales de crianza, en el invierno (Clapham & Mead 1999). Evidencias desde la época de captura de ballenas y más recientes, muestran que las migraciones hacia y desde los trópicos están ligeramente escalonadas por sexo y clase de maduración, con hembras lactantes siendo entre las primeras en abandonar las zonas de alimentación a finales de otoño, seguidas de los animales inmaduros, los machos maduros, las hembras "en reposo reproductivo" y, por último, las hembras preñadas. A fines del invierno, este orden se invierte ampliamente durante la migración de regreso a latitudes altas (Chittleborough 1965, Dawbin 1966, 1997; Nishiwaki 1959, Brown & Corkeron 1995). Sin embargo, también ha sido sugerido que no todos los animales emprenden la migración todos los años; en particular, algunas hembras pueden permanecer en las zonas de alimentación durante el invierno (Brown et al. 1995). Dada a la posición geográfica de las áreas de reproducción y de alimentación del Pacífico Suroriental, los individuos de esta población realizan unas de las migraciones más largas entre la especie, cubriendo cerca de 8.000-8.500 km en cada migración (Stone et al. 1991, Rasmussen et al. 2007, Acevedo et al. 2017). Recientes estudios sugieren la existencia de un cierto grado de preferencia en los destinos migratorios invernales por parte de aquellas ballenas que se alimentan en aguas de la Península Antártica y en el estrecho de Magallanes, con los primeros presentando una mayor preferencia a migrar a la región de reproducción entre el norte de Perú y centro de Colombia como destino final, mientras que los segundos muestran una preferencia hacia aguas de Panamá/Costa Rica (Acevedo et al. 2017). Los destinos migratorios y existencia de algún grado de preferencia invernal son desconocidos para las ballenas que se alimentan en las aguas del golfo Corcovado. Por su parte, la ruta migratoria ha sido recientemente revelada en base al seguimiento satelital de unos pocos animales marcados en la Península Antártica, mostrando que esas ballenas migraron hacia las aguas de bajas latitudes, al menos completamente (93% del tiempo de tránsito), dentro de la zona económica exclusiva del país a una distancia aproximada entre 300 y 370 km de la costa, con un acercamiento inicial a la plataforma costera en la región austral del país y luego en la plataforma continental de Sudamérica cerca de península Illesca, Perú (Friedlaender et al. 2018, Modest et al. 2021). Similar ruta y distancia desde la costa fue

mostrado para ballena adulta sin crías en su migración desde Ecuador hacia la Península Antártica (Félix & Guzmán 2014). No obstante, las madres acompañadas de su respectiva cría mostraron una ruta inicial diferente siguiendo el contorno del continente, aun cuando las transmisiones cesaron a los pocos días de su funcionamiento (Félix & Guzmán 2014). La ruta migratoria de aquellas ballenas que migran al área de alimentación del golfo Corcovado y estrecho de Magallanes, continúan siendo desconocidas.

Aun cuando la dirección de migración de las ballenas es más o menos directamente hacia el sur/norte de sus correspondientes destinos de alimentación/reproducción, algunos individuos se desvían de este patrón dominante, con movimientos migratorios que envuelven un desplazamiento longitudinal hacia otras áreas de alimentación y de reproducción. Para la población del Pacífico Suroriental, se ha documentado dos casos confirmados de movimientos migratorios hacia el área de reproducción de la población del Atlántico Suroccidental (Stevick et al. 2013, Félix et al. 2020), y más recientemente de un individuo entre la península Antártica y el área de reproducción de la costa oriental de Australia, constituyendo esta la migración más larga documentada para el hemisferio Sur (Acevedo et al. 2022).

Migración de algunos individuos provenientes desde otras poblaciones han también sido documentados, existiendo a la fecha 11 casos desde las islas de Tonga, dos individuos desde América Samoa y otro desde la población de la Polinesia Francesa (Dawbin 1964, Mikhalev & Tormosov 1997, Robbins et al. 2011, Riekkola et al. 2018, Steel et al. 2018).

5.- TAMAÑO POBLACIONAL Y TENDENCIA

Todas las poblaciones de ballenas jorobadas en el hemisferio Sur se encuentran recuperándose, algunas incluso a tasas cercanas a su máximo biológico (Friedlaender et al 2018). El tamaño de todas las poblaciones de ballenas jorobadas del hemisferio sur previo al inicio de la explotación ballenera fue estimado en 90.000-100.000 individuos (Chapman 1974). Sin embargo, el tamaño original de la población del Pacífico Suroriental es desconocido. Los primeros intentos de estimar el tamaño de esta población con modelos de marcado-recaptura se remonta a mediados de la década de 1990, basados en estudios locales en la costa central de Colombia (Capella et al. 1998, N = 1,120-2,190), Ecuador (Scheidat et al. 2000, N = 405, 95% CI 221-531; Felix & Haase 2001b, N = 2.683 95% CI = 397-4.969), Panamá (Guzmán et al. 2015, N = 221 95% CI = 170-290) y alrededor de la Península Antártica (Stevick et al. 2006, N = 3.851 95% CI 3.666-4.036). Los esfuerzos continuaron en Ecuador y en base de un conjunto de datos de 16 años, la población del Pacífico Suroriental se estimó en 6.504 individuos (95% CI 4.270-9.907) para el año 2006 utilizando el modelo Petersen modificado por Chapman (Félix et al. 2011b). Una nueva y reciente estimación de la población del Pacífico Suroriental basado en la integración de historias de capturas-recapturas cubriendo el período 1991-2018, desde 23 grupos/instituciones de investigación a lo largo de la costa Pacífica de América del Sur y Central y Península Antártica, produjo una estimación de 11.784 individuos (SE = 266) utilizando modelos mixtos con probabilidad total y condicional (Félix et al. 2021). Esta nueva estimación de la población es 181% más alta que la obtenida anteriormente en el año 2006, representando una tasa de aumento anual en el período de estudio de 12 años de 5,07%.

Con excepción del área de alimentación del estrecho de Magallanes, en el país no existen estudios de abundancia poblacional. Algunos índices de abundancia basado en datos de avistamientos han sido estimados (Aguayo-Lobo et al. 1998a, Findlay et al. 1998). Sin embargo, estos índices deben ser considerados como especulativos ya que fueron calculados cuando la mayoría de la población debiera estar en aguas antárticas.

En el área de alimentación del estrecho de Magallanes dos estimaciones son disponibles utilizando métodos de marca-recaptura. Capella et al. (2012) estimaron una población veraniega de 132 individuos (95% CI: 125-138) para el período 1999-2011 utilizando el modelo Petersen modificado por Chapman y de Jolly-Seber. La estimación más reciente proviene de Monnahan et al. (2019) estimándose 204

individuos (95% CI: 199-210) para el período 2004-2016 usando modelos bayesianos de diseño robusto. Las estimaciones anuales; sin embargo, dan cuenta de una abundancia no mayor a 100 animales para cada verano. Además, ambas estimaciones coinciden que esta unidad veraniega de alimentación es pequeña; con una tasa de crecimiento baja (tasas anuales de 0.095% [95% CI 0.007-0.206; Capella et al. 2012] y de 2.3% [95 CI: 2.1-3.1; Monnahan et al. 2019]), y que es altamente vulnerable a extinción si los esfuerzos de conservación no son elevados, hasta que nuevas evidencias sugiera lo contrario.

6.- INTERACCIÓN/MORTALIDAD CON ACTIVIDADES HUMANAS

6.1.- Capturas

Todas las poblaciones fueron drásticamente reducidas por la ballenería comercial durante el siglo XX debido a sus hábitos costeros. Las ballenas jorobadas fueron cazadas bajo cuotas durante muchos años y se les otorgó protección en todo el mundo en 1966. En el hemisferio sur, más de 200.000 ballenas jorobadas fueron cazadas durante ese siglo (IWC 1995, Zemsky et al. 1995) a las cuales se deben agregar al menos otros 48.702 individuos que fueron cazados secretamente por la Unión Soviética entre 1947 y 1973 (Clapham et al. 2009). Para la población del Pacífico Suroriental, los registros de capturas tienen un alto nivel de incertidumbre con respecto a los datos asociados, incluidas las posiciones geográficas de dónde fueron capturadas las ballenas. Entre los años 1904 y 1939 al menos 1.726 individuos fueron cazados en las aguas de Chile-Perú (Mackintosh 1942). Por su parte, Findlay (2001) informa que 1.985 ballenas jorobadas fueron cazadas en la costa occidental de América del Sur al norte de los 40°S entre el período 1904 y 1974.

La información disponible para aguas chilenas, indica que la especie representó el cuarto recurso ballenero de importancia entre los años 1929 y 1983, y el tercer recurso ballenero en el sector antártico chileno entre los años 1911 y 1929 (Aguayo-Lobo et al. 1998a). De acuerdo con las estadísticas de capturas que se dispone para Chile continental, los balleneros americanos habrían capturado entre 60 y 180 animales (Townsend 1935); mientras que la captura realizada por Chile entre los años 1929 y 1983 habría sido de 336 ejemplares (Aguayo-Lobo et al. 1998a). Para las aguas del archipiélago de Juan Fernández e islas San Félix y San Ambrosio, se habría capturado al menos entre 21 y 63 ballenas jorobadas (Townsend 1935).

En el sector chileno antártico, la información indica una captura total de 5.551 ejemplares entre los años 1911 y 1927 (Harmer 1928). Por su parte, Findlay (2001) informa que las estaciones balleneras terrestres en las islas Shetland del Sur habrían cazado alrededor de 8.879 animales entre el período 1904 y 1974, mientras que la ballenería pelágica habría cazado otros 1.295 individuos en el Área Antártica I durante ese mismo periodo de años. A estas cifras anteriores se debe agregar al menos otros 649 individuos cazados ilegalmente por la Unión Soviética entre 1947 y 1973 (Clapham et al. 2009).

6.2.- Interacción con pesquería y acuicultura

Estos son muy pocos casos conocidos de ballenas jorobadas enmalladas con redes u otros artes de pesca en aguas chilenas. Sin embargo, estos eventos pueden pasar desapercibida dado a que las ballenas se alejan nadando con una parte de la red. Así, la contabilidad de lesiones graves y mortalidad debido a la actividad pesquera/acuicultura puede presentar un sesgo negativo y no hay un factor de corrección disponible para tener en cuenta los eventos no detectados. Los pocos registros que se conocen dan cuenta de al menos cinco casos de interacciones con actividad pesquera, resultando en al menos tres casos de enmallamiento con redes pesqueras y una con líneas de pesca de centolla (Tabla).

Cuadro sobre interacciones de ejemplares de ballena jorobada con actividad pesquera conocidos en aguas chilenas.

Fecha	Lugar	Arte de Pesca	Fuente
Sin fecha	Bahía de Mejillones	Red	https://www.explora.cl/antofagasta/el-desenmalle-de-una-ballena-jorobada-en-mejillones/
Sin fecha	Isla Santa Clara, archipiélago de Juan Fernández	Red	https://www.elmostrador.cl/cultura/2020/12/28/como-liberamos-a-una-ballena-herida-de-una-red-pesquera-en-aguas-chilenas/
23.06.2007	Norte	Palangre industrial	IFOP
15.07.2016	Seno Ponsonby	Línea centollera	https://www.aqua.cl/2016/07/18/buzos-navales-liberan-ballena-atrapada-trampas-centolla/
Ene. 2017	Bahía de Mejillones	Red	García-Cegarra et al. (2021b)

6.3.- Colisiones con barcos

No se han desarrollado métodos para cuantificar el número de casos de colisiones de barcos con esta especie, desde que los tamaños de muestra observados son pequeños y los casos identificados provienen exclusivamente de la examinación de las probables causas de muertes de los individuos que son hallados varados en la costa.

La mayoría de los eventos de colisión de ballenas jorobadas con barcos han sido informados para el área de alimentación del estrecho de Magallanes, donde la distribución estacional de las ballenas jorobadas se sobrepone con una de las rutas marítimas internacionales de mayor tráfico de grandes buques. Basado en esa clase de información, siete ballenas jorobadas han sido encontradas varadas muertas en las aguas del estrecho de Magallanes, siendo atribuidas a posibles eventos de colisiones con embarcaciones (Guzmán et al. 2020, Diario La Tercera del 08.04.2021). En bahía de Mejillones también se ha informado la probable muerte de algunos ejemplares por efectos de colisión con grandes buques (Diario El Mercurio de Antofagasta 2020).

La estimación de probabilidad de potenciales eventos de colisiones de ballenas jorobadas con buques ha sido estimada únicamente para el área de alimentación del estrecho de Magallanes, usando una combinación de densidad de embarcaciones, velocidad de los barcos, y patrones de movimientos de las ballenas obtenido desde individuos marcados con transmisores satelitales (Guzmán et al. 2020). Los resultados obtenidos indicaron que las ballenas tuvieron una tasa de encuentro de probable colisión que varió entre 0.02 a 0.83 por semana.

Impactos de las colisiones sobre la población veraniega del estrecho de Magallanes también ha sido preliminarmente evaluado. Gende et al. (2014) usando un modelo de dinámica poblacional y proyectando simulaciones utilizando un tamaño de población inicial de 88 ballenas para el año 2012, encontraron que la población del estrecho de Magallanes es sensible a bajos niveles de colisiones con barcos, con una colisión letal adicional cada tres años era suficiente para cambiar la tasa de crecimiento de la población media a una tasa decreciente (-0,002), mientras que la población disminuiría aún más (-0.011) si ocurriera una colisión cada dos años y afectara a hembras adultas.

Por su parte, Monnahan et al. (2019) sugieren que la baja tasa de crecimiento poblacional y sobrevivencia anual estimada para la misma población veraniega del estrecho de Magallanes pudiera deberse, en parte, a un efecto de mortalidad antropogénica (dentro o fuera de los límites del área de alimentación) dada a la significativa sobreposición de esta área de alimentación y otros canales con la ruta marítima de grandes buques, donde colisiones fatales no reportadas probablemente conducirían a una disminución en la abundancia, particularmente si las hembras son colisionadas o coincide con fuentes adicionales de mortalidad o estrés, siendo una de las pocas poblaciones donde la mortalidad antropogénica podría regular la dinámica de la población.

Los choques de ballenas con embarcaciones dentro de la zona económica exclusiva de Chile, y en particular en aquellas áreas regulares de agregación de ballenas jorobadas (e.g., Golfo Corcovado y estrecho de Magallanes) y de aquellas emergentes (e.g., bahía de Mejillones y canal Beagle), continuarán siendo una amenaza cuyas incertezas son altas y que debe ser evaluado para tener un mayor grado de certeza de como las colisiones con barcos influyen en la población veraniega y como estos factores pueden verse influenciados por cambios económicos y regulatorios.

6.4.- Pérdida de Hábitat / Degradación

Es ampliamente reconocido que la degradación del hábitat tiene el potencial para causar impactos (perturbación, lesión y mortalidad biológicamente significativas) a nivel individual y/o poblacional a los cetáceos (IWC 2006).

Debido a su hábitat costero, las actividades antropogénicas tienen el potencial de degradar importantes hábitats para la especie (Clapham et al. 1999; Thomas et al. 2016). Estas actividades pueden degradar el hábitat al operar en momentos que coinciden con la presencia de ballenas, o pueden ocurrir cuando las ballenas están ausentes, pero degradan la idoneidad del hábitat de forma permanente o semipermanente. Estas actividades incluyen, pero no se limitan a:

- Crecimiento de la población humana y desarrollo en regiones costeras;
- Contaminación acústica (i.e., ruido de embarcaciones comerciales, recreacionales, de actividad de prospección sísmica y ejercicios navales);
- Contaminación química (i.e., escorrentía de la agricultura terrestre, derrames de petróleo, productos de la acuicultura, emisarios submarinos, contaminantes orgánicos domiciliario e industriales, y vaciado de lastre);
- Contaminación biológica (i.e., introducción de patógenos al ambiente marino);
- Enredos (i.e., en desechos marinos, equipos de pesca y acuicultura);
- Estructuras construidas que impactan sobre la disponibilidad y / o uso del hábitat (i.e., puertos, muelles, marinas, instalaciones de acuicultura, infraestructura minera o de perforación marina);
- Cambios en los regímenes de flujo de agua que provocan una sedimentación o erosión extensas o corrientes alteradas en el hábitat cercano a la costa (e.g., canales y dragados).

La dependencia de la especie a las áreas costeras significa que los animales individuales pueden estar sujetos a los impactos de cualquiera o todas estas actividades. La degradación del hábitat puede resultar en una reducción de la ocupación y / o la exclusión de ballenas de un hábitat adecuado, comprometer el éxito reproductivo, la salud y condición corporal, y la mortalidad. En particular, el ruido submarino ha sido mejor estudiado en el hemisferio norte, y puede resultar en un trauma fisiológico directo para el animal a través de cambios de umbral temporales o permanentes en la audición, o en un comportamiento de evitación que a su vez fuerza a los animales a alejarse de las áreas críticas de alimentación, reproducción o migración. El ruido también puede hacer que las ballenas jorobadas suspendan importantes actividades sociales, incluida la alimentación, el apareamiento y la lactancia, o enmascarar la comunicación necesaria para la supervivencia (Richardson et al. 1995).

Es posible que los impactos en un número suficiente de ballenas puedan dar lugar a impactos más amplios a nivel de población (e.g., reduciendo la tasa de fertilidad o el reclutamiento hasta tal punto que se impida la recuperación de la especie). Es más probable que esto ocurra cuando las actividades que causan la degradación del hábitat se produzcan de forma intensiva y / o acumulativa, o en una gran parte de su área de distribución.

Cabe mencionar que al momento no existen estudios de estas materias para la especie en aguas chilenas, pero la población del Pacífico Suroriental, y al menos aquellas del área de alimentación del estrecho de Magallanes, presentan tasas de crecimiento positivas, sugiriendo que hasta la fecha la degradación del hábitat no ha tenido un impacto negativo en la recuperación de la población. Sin embargo, se requiere iniciar un seguimiento y una gestión continua para garantizar que la degradación del hábitat no se convierta en un problema importante.

7.- AMENAZAS POTENCIALES

Se desconocen los impactos y las implicaciones exactas del cambio climático en las ballenas, pero se considera que es una de las mayores amenazas actuales que enfrentan las regiones de alta latitud donde se alimentan muchas ballenas jorobadas, en particular de aquellas áreas donde la distribución de la cobertura de hielo marino está cambiando drásticamente con las condiciones oceanográficas alteradas. Cualquier cambio resultante en la distribución y calidad de las presas podría conducir a cambios en el comportamiento de búsqueda de alimento, estrés nutricional y disminución de la reproducción de las ballenas jorobadas. Además, los cambios en la temperatura y las corrientes oceánicas podrían afectar el momento de las señales ambientales importantes para la navegación y la migración (<https://www.fisheries.noaa.gov/species/humpback-whale>).

Los impactos potenciales del cambio climático y oceanográfico sobre las ballenas jorobadas pueden ser dobles:

- Disponibilidad de hábitat, donde la migración, la alimentación, el descanso y la selección del lugar de parición de las ballenas jorobadas pueden verse influidas por factores como las corrientes oceánicas y la temperatura del agua. Cualquier cambio en estos factores podría afectar la recuperación de la población de ballenas jorobadas al hacer que las áreas de hábitat actualmente utilizadas no sean adecuadas.
- Disponibilidad de alimentos, donde los cambios en el clima y los procesos oceanográficos también pueden conducir a una disminución de la productividad y diferentes patrones de distribución y disponibilidad de presas. Estos cambios ciertamente afectarían a depredadores dependientes como las ballenas jorobadas.

7.2.- Agotamiento de presas debido a la sobreexplotación

Todas las poblaciones de ballenas jorobadas en el hemisferio sur dependen del krill como principal fuente de alimento y necesitan suministros adecuados para acumular las suficientes reservas de energía esenciales para la migración y la reproducción. El agotamiento del krill en el Océano Austral debido a la sobreexplotación puede ser una posible amenaza futura para todas las poblaciones. Sin embargo, cabe señalar que la pesquería de krill se gestiona a través de la Convención sobre la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCRVMA) sobre la base de un enfoque/aproximación ecosistémica que tiene en cuenta las necesidades de los depredadores como las ballenas; y si bien es probable que la pesquería de krill aumente, la pesca se realiza actualmente dentro de los límites de precaución actuales. Para el área de alimentación del estrecho de Magallanes, las ballenas tienen una dieta mixta compuesta por krill, sardinas y langostino de los canales. De estas presas, solo la sardina fueguina es sujeto a una explotación comercial entre los 40° y 48°S; sin embargo, se desconoce el potencial efecto que puede

estar o podría tener esta actividad pesquera sobre la población veraniega de ballenas jorobadas en las aguas del golfo Corcovado que podrían estar presumiblemente alimentándose también de sardinas fueguinas, o en el estrecho de Magallanes si la actividad extractiva de este recurso es extendida a la región de Magallanes (Acevedo & Urbán 2021).

8.- CATEGORÍA DE CONSERVACIÓN

Nacional: “Vulnerable” (Reglamento de Clasificación de Especies (RCE), Ministerio de Medio Ambiente de Chile, 2008).

Global: “Preocupación menor” (Cooke 2018).

Megaptera novaeangliae se encuentra además listado en el Acta de Especies en Peligro de los Estados Unidos. Similarmente, la ballena jorobada se encuentra clasificada en el Apéndice I de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES).

9.- REFERENCIAS

- Acevedo, J. 2005. Distribución, filopatría, residencia e identidad poblacional de las ballenas jorobadas, *Megaptera novaeangliae*, que se alimentan en las aguas del Estrecho de Magallanes, Chile. Tesis de Maestría, Universidad de Magallanes, Punta Arenas. 139 págs.
- Acevedo, J, Aguayo-Lobo, A. & Pastene, L. 2006. Filopatría de la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae* Borowski, 1781), al área de alimentación del estrecho de Magallanes. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 41(1): 11-19.
- Acevedo, J., Rasmussen, K., Félix, F., Castro, C., Llano, M., Secchi, E., Saborío, M., Aguayo-Lobo, A., Haase, B., Scheidat, M., Dalla-Rosa, L., Olavarría, C., Forestell, P., Acuña, P., Kaufman, G. & Pastene, LA. 2007. Migratory destinations of humpback whales from the Magellan Strait feeding ground, Southeast Pacific. *Marine Mammal Science* 23: 453-463.
- Acevedo, J., Plana, J., Aguayo-Lobo, A. & Pastene, LA. 2011. Surface feeding behaviors in the Magellan Strait humpback whales. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 46(3): 483-490.
- Acevedo J, D Haro, L Dalla-Rosa, A Aguayo-Lobo, R Hucke-Gaete, E Secchi, J Plana & LA Pastene. 2013. Evidence of spatial structuring of eastern South Pacific humpback whale feeding grounds. *Endangered Species Research* 22: 33-38.
- Acevedo J, C Mora & A Aguayo-Lobo. 2014. Sex-related site fidelity of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to the Fuegian Archipelago feeding area, Chile. *Marine Mammal Science* 30(2): 433-444.
- Acevedo J, A Aguayo-Lobo, J Allen, N Botero-Acosta, J Capella, C Castro, L Dalla Rosa, J Denkinger, F Félix, L Flórez-González, F Garita, HM Guzmán, B Haase, G Kaufman, M Llano, C Olavarría, AS Pacheco, J Plana, K Rasmussen, M Scheidat, ER Secchi, S Silva & PT Stevick. 2017. Migratory preferences of humpback whales between feeding and breeding grounds in the eastern South Pacific. *Marine Mammal Science* 33(4): 1035-1052.
- Acevedo J & J Urbán. 2021. Estimates of Fuegian sprat consumption by humpback whales in the Magellan Strait feeding area as predicted by a bioenergetic model. *Marine Ecology Progress Series* 657: 223-239.
- Acevedo J, J Capella, T Cheeseman, CC Monnahan, K Southerland, P Acuña & A Aguayo-Lobo. 2021. First evidence of interchange of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) between the Magellan Strait and Antarctic Peninsula feeding grounds. *Polar Biology* 44: 613-619.
- Acevedo J, A Aguayo-Lobo, P Beeman, T Cheeseman & C Olavarría. 2022. From the Antarctic Peninsula to eastern Australia: The longest migration of a humpback whale through the South Pacific Ocean. *Mammalian Biology*. In: Karczmarski L, SCY Chan, SYS Chui & EZ Cameron (eds.), Individual identification and photographic techniques in mammalian ecological and behavioural research – Part 2: Field studies and applications. *Mammalian Biology (Special Issue)* 102(2): 1-6.
- Aguayo-Lobo A, D Torres & J Acevedo. 1998a. Los Mamíferos Marinos de Chile: I. Cetacea. *Serie Científica INACH* 48: 19-159.
- Aguayo-Lobo A, R Bernal, C Olavarría, V Vallejos & R Hucke-Gaete. 1998b. Observaciones de cetáceos realizadas entre Valparaíso e isla de Pascua, Chile, durante los inviernos de 1993, 1994 y 1995. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 33(1): 101-123.
- Alves LCPS, A Andriolo, AN Zerbini, JL Altmayer & PJ Clapham. 2009. Record of feeding by humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in tropical waters off Brazil. *Marine Mammal Science* 25(2): 416-419.
- Anónimo. 2007. Chile. Progress report on cetacean research, April 2006 to April 2007, with statistical data for season 2006/07. Pages 20. Report SC/59//ProgRepChile to the Scientific Committee of the International Whaling Commission. Anchorage, USA, Anchorage.
- Barlow J & PJ Clapham. 1997. A new birth-interval approach to estimating demographic parameters of humpback whales. *Ecology* 78: 535-546.

- Barlow J, J Calambokidis, EA Falcone, CS Baker, AM Burdin, PJ Clapham, et al. 2011. Humpback whale abundance in the North Pacific estimated by photographic capture-recapture with bias correction from simulation studies. *Marine Mammal Science* 27: 793-818.
- Brown M & P Corkeron. 1995. Pod characteristics of migrating humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) off the East Australian coast. *Behaviour* 132: 163-179.
- Brown MR, PJ Corkeron, PT Hale, KW Schultza & MM Bryden. 1995. Evidence for a sex-segregated migration in the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*). *Proceedings of the Royal Society of London Part B* 259: 229-234.
- Buchan SJ, P Vásquez, C Olavarría & LR Castro. 2021. Prey items of baleen whale species off the coast of Chile from fecal plume analysis. *Marine Mammal Science* 37(3): 1116-1127.
- Calambokidis J, GH Steiger, JM Straley, LM Herman, S Cerchio, DR Salden, et al. 2001. Movements and population structure of humpback whales in the North Pacific. *Marine Mammal Science* 17: 769-794.
- Capella J, L Flórez-González, P Falk & GA Celis. 1998. Population size of southeastern Pacific humpback whale stock. Is it recovering? p. 23. Abstracts of the World Marine Mammal Science Conference, Monaco, 20–24 January 1998.
- Capella J, B Galletti, J Gibbons & E Cabrera. 2008. Coastal migratory connections of humpback whales, *Megaptera novaeangliae* Borowski, 1781, in southern Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia* 36: 13-18.
- Capella J, J Gibbons, Y Vilina, L Flórez-González, V Sabaj & C Valladares. 2012. Abundance, population structure, and Fidelity of humpback whale in the Strait of Magellan, Chile. Document SC/64/SH21 presented to the Scientific Committee of the International Whaling Commission. Panama City, Panama. 10 pp.
- Chapman DG. 1974. Status of Antarctic rorqual whale stocks. Pp. 218-238. In: Scheville WE (ed.), *The whale problem, a status report*. Harvard University Press: Massachusetts.
- Chittleborough RG. 1958. The breeding cycle of the female humpback whale, *Megaptera nodosa* (Bonnaterre). *Australian Journal of Marine Freshwater Research* 9(1): 1-18.
- Chittleborough RG. 1965. Dynamics of two populations of the humpback whale, *Megaptera novaeangliae* (Borowski). *Australian Journal of Marine Freshwater Research* 16: 33-128.
- Clapham PJ & CA Mayo. 1990. Reproduction of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) observed in the Gulf of Maine. *Reports of the International Whaling Commission (Special Issue 12)*: 171-175.
- Clapham PJ. 1992. The attainment of sexual maturity in humpback whales. *Canadian Journal of Zoology* 70: 1470-1472.
- Clapham PJ, PJ Palsøll, DK Mattila & O Vasquez. 1992. Composition and dynamics of humpback whale competitive groups in the West Indies. *Behaviour* 122: 182-194.
- Clapham PJ. 1996. The social and reproductive biology of humpback whales: an ecological perspective. *Mammal Review* 26: 27-49.
- Clapham PJ & Mead JG. 1999. *Megaptera novaeangliae*. *Mammalian Species* 604:1-9
- Clapham PJ, SB Young & RL Brownell Jr. 1999. Baleen whales: Conservation issues and the status of the most endangered populations. *Mammal Review* 29: 35-60.
- Clapham P, Y Mikhalev, W Franklin, D Paton, CS Baker, YV Ivashchenko & RL Brownell JR. 2009. Catches of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, by the Soviet Union and other Nations in the Southern Ocean, 1947–1973. *Marine Fisheries Review* 71(1): 39-43.
- Committee on Taxonomy. 2017. List of marine mammal species and subspecies. Society for Marine Mammalogy, www.marinemammalscience.org, consulted on 24 December 2017.
- Cooke JG. 2018. *Megaptera novaeangliae*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T13006A50362794.en>. Downloaded on 27 October 2021.
- Dawbin WH. 1964. Movements of humpback whales marked in the South West Pacific Ocean 1952 to 1962. *Norsk Hvalfangst Tidende* 3:68-78.
- Dawbin WH. 1966. The seasonal migratory cycle of humpback whales. In: Norris KS (ed.), *Whales, dolphins, and porpoises*. Berkeley, California: University of California Press. pp. 145-170.
- Dawbin WH. 1997. Temporal segregation of humpback whales during migration in Southern Hemisphere waters. *Memoirs of the Queensland Museum* 42(1): 105-138.
- De Weerd J & EA Ramos. 2020. Feeding of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) on the Pacific coast of Nicaragua. *Marine Mammal Science* 36(1): 285-292.
- De Weerd J, EA Ramos & T Chessemán. 2020. Northernmost records of Southern Hemisphere humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) migrating from the Antarctic Peninsula to the Pacific coast of Nicaragua. *Marine Mammal Science* 36(3): 2015-2021.
- Diario El Mercurio de Antofagasta. 2020. Ballena jorobada fue hallada muerta en playa de Mejillones. 15.10.2020. (<https://www.soychile.cl/Antofagasta/Sociedad/2020/10/15/677715/Ballena-jorobada-fue-hallada-muerta-en-playa-de-Mejillones.aspx>)
- Diario La Tercera. 2021. Reportan muerte de ballena jorobada en Magallanes tras posible choque con una embarcación. 08.04.2021. (<https://www.latercera.com/que-pasa/noticia/reportan-muerte-de-ballena-jorobada-en-magallanes-tras-posible-choque-con-una-embarcacion/IALXUCR7XFDY7PDWQ5DMB4BJ4I/>)

- Donovan GP. 1991. A review of IWC stock boundaries. Pages 39-68. In: Hoelzel AR (ed.), Genetic ecology of whales and dolphins. Report of the International Whaling Commission (Special Issue 13). International Whaling Commission, Cambridge.
- Ersts P & H Rosenbaum. 2003. Habitat preference reflects social organization of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) on a wintering ground. *Journal of Zoology* 427 260(4): 337-345.
- Félix F & B Haase. 1997. Spatial distribution of different age groups of humpback whales along the Ecuadorian coast. *European Research on Cetaceans* 11: 129-132.
- Félix F & B Haase. 2001a. The humpback whale off the coast of Ecuador, population parameters and behavior. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 36(1): 61-74.
- Félix F & B Haase. 2001b. Towards an estimate of the Southeastern Pacific humpback whale stock. *Journal of Cetacean Research and Management* 3(1):55-58.
- Félix F & H Guzmán, 2014. Satellite tracking and sighting data analyses of Southeast Pacific humpback whales (*Megaptera novaeangliae*): Is the migratory route coastal or oceanic? *Aquatic Mammals* 40(4): 329-340.
- Félix F, B Haase, D Palacios & J Falconi. 2006. Expedición ballenas jorobadas de Galápagos (31 de Agosto-10 Septiembre 2005). Informe Final. Fundación Ecuatoriana para el Estudio de Maíferos Marinos. 15 págs.
- Félix F, DM Palacios, SK Salazar, S Caballero, B Haase & J Falconí. 2011a. The 2005 Galápagos humpback whale expedition: a first attempt to assess and characterize the population in the Archipelago. *Journal of Cetacean Research and Management (Special Issue)* 3: 291-299.
- Félix F, C Castro, J Laake, B Haase & M Scheidat. 2011b. Abundance and survival estimates of the Southeastern Pacific humpback whale stock from 1991-2006 photo-identification surveys in Ecuador. *Journal of Cetacean Research and Management (Special Issue)* 3: 301-307.
- Félix F, D Rodrigues-Abras, T Cheeseman, B Haase, J Figueiredo-Santos, MCC Marcondes, K Southerland & J Acevedo. 2020. A new case of interoceanic movement of a humpback whale in the Southern Hemisphere: The El Niño Link. *Aquatic Mammals* 46(6):578-583.
- Félix F, J Acevedo, A Aguayo-Lobo, IC Ávila, N Botero-Acosta, A Calderón, B Cáceres, J Capella, R Carnero, C Castro, T Cheeseman, L Dalla Rosa, N Dellabianca, J Denkinger, A Friedlaender, H Guzmán, B Haase, D Haro, R Hucke-Gaete, M Llano, L Oviedo, A Pacheco, J Pacheco, DM Palacios, J Palacios-Alfaro, L Pallin, MJ Pérez, K Rasmussen, C Sanchez-Godinez, L Santillán, E Secchi, MA Torres & E Vásquez. 2021. Humpback whale breeding Stock G: updated population estimate based on photo-id matches between breeding and feeding areas. SC/68C/ASI/02. IWC Scientific Committee. 19 p.
- Findlay KP. 2001. A review of humpback whale catches by modern whaling operations in the Southern Hemisphere. *Memoirs of the Queensland Museum* 47(2): 411-420.
- Findlay K, R Pitman, T Tsurui, K Sakai, P Ensor, H Iwakami, D Lungblad, H Shimada, D Thiele, KV Waerebeek, R Hucke-Gaete & G Sanino. 1998. 1997/1998 IWC – Southern Ocean Whale and Ecosystem Research (IWC/SOWER) Blue Whale Cruise, Chile. Report SC/50/Rep2 to the Scientific Committee of the International Whaling Commission. Muskat, Oman, May.
- Friedlaender A, M Modest & C Johnson. 2018. Whales of the Antarctic Peninsula. Science and Conservation for the 21st century. Report WWF Antarctica 2018. WWF-Santa Cruz University. 25 p.
- Galletti-Vernazzani B, C Carlson, E Cabrera & RL Brownell JR. 2006. Blue, sei and humpback whale sightings during 2006 field season in northwestern Isla de Chiloe, Chile. Report SC/58/SH17 to the Scientific Committee of the International Whaling Commission. St Kitts and Nevis. 26 May–6 June.
- García-Cegarra AM, C Castro & K Van Waerebeek. 2021. Feeding of humpback whales in low latitudes of the Southeast Pacific Ocean. *Neotropical Biodiversity* 7(1): 421-430.
- García-Cegarra AM, F Toro & V Gonzalez-Borasca. 2021. Citizen science as a tool to assess cetacean diversity in the Atacama Desert coast. *Ocean and Coastal Management* 213: 105858.
- Gende SM, AN Hendrix, J Acevedo & S Cornejo. 2014. The humpback whale population at risk of ship strikes in the Strait of Magellan, Chile. Report SC/65b/SH18 presented to the Scientific Committee of the International Whaling Commission.
- Gendron D & J Urban. 1993. Evidence of feeding by humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the Baja California breeding ground, Mexico. *Marine Mammal Science* 9(1): 76-81.
- Gibbons J, J Capella, R Matus & C Valladares. 1998. Presencia de la ballena jorobada, *Megaptera novaeangliae* (Balaenopteridae), en los canales patagónicos de Chile. *Anales Instituto Patagonia (Chile)* 26: 69-75.
- Gibbons J, JJ Capella & C Valladares. 2003. Rediscovery of a humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) feeding ground in the Straits of Magellan, Chile. *Journal of Cetacean Research and Management* 5: 203-208.
- Glockner-Ferrari DA & MJ Ferrari. 1990. Reproduction in the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in Hawaiian waters, 1975-1988: the life history, reproductive rates and behaviour of known individuals identified through surface and underwater photography. *Reports of the International Whaling Commission (Special Issue)* 12: 161-169.
- Guzmán H, R Condit & B Pérez-Ortega. 2015. Population size and migratory connectivity of humpback whales wintering in Las Perlas Archipelago, Panama. *Marine Mammal Science* 31(1): 90-105.
- Guzmán H, JJ Capella, C Valladares, J Gibbons & R Condit. 2020. Humpback whale movements in a narrow and heavily-used shipping passage, Chile. *Marine Policy* 118: 103990.

- Hain JHW, GR Carter, SD Kraus, CA Mayo & HE Winn. 1982. Feeding behavior of the humpback whale *Megaptera novaeangliae*, in the western north Atlantic. Fisheries Bulletin 80: 259-268.
- Harmer SF. 1928. The history of whaling. Proceedings of the Linnean Society of London, 140 th Session. Pp. 52-95.
- Haro D, L Riccialdelli, J Acevedo, A Aguayo-Lobo & A Montiel. 2016. Trophic ecology of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the Magellan Strait using carbon and nitrogen stable isotopes. Aquatic Mammal 42(2): 233-244.
- Haro D, P Sabat, F Arreguín-Sánchez, S Neira & JC Hernández-Padilla. 2020. Trophic role of the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in the feeding area of Magellan Strait, Chile. Ecological Indicators 109:105796.
- Haro D, P Sabat, J Acevedo, J Capella, B Cáceres, A Aguayo-Lobo & F Martínez. 2021. Ontogenetic and seasonal analysis of the diet and isotopic niche of humpback whales in the Magellan Strait, Chile. Marine Ecology Progress Series 669: 213-226.
- Hucke-Gaete R, D Haro, JP Torres-Flórez, Y Montecinos, F Vidri, L Bedriñana-Romano & M Nery. 2013. A historical feeding ground for humpback whales in the Eastern South Pacific revisited: the case of northern Patagonia, Chile. Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystem 23: 858-867.
- IWC. 1998. Forty-eighth Report of the International Whaling Commission. The International Whaling Commission: Cambridge.
- IWC. 2006. Report of the IWC Scientific Committee Workshop on Habitat Degradation. Journal of Cetacean Research and Management 8: 313-335.
- IWC. 2015. Report of the sub-committee on other Southern Hemisphere whale stocks. Report of the Scientific Committee, Annex H. Report of the International Whaling Commission, Cambridge, UK, pp 250-282.
- Jefferson TA, MA Webber & RL Pitman. 2008. Marine mammals of the world. A comprehensive guide to their identification. Academic Press, San Diego. 572 p.
- Katona SK & JA Beard. 1990. Population size, migrations and feeding aggregations of the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in the western North Atlantic Ocean. Report of the International Whaling Commission (Special Issue) 12: 295-305.
- Mackintosh NA. 1942. The Southern Stocks of whalebone whales. Discovery Report XXII: 197-300.
- Mackintosh NA. 1965. The stocks of whales. Fishing News Ltd., London, UK. 232 p.
- Matthews LH. 1938. The humpback whale, *Megaptera nodosa*. Discovery Report 17: 7-92.
- Mikhalev YA & DD Tormosov. 1997. Corrected data about non-Soviet whale marks recovered by Soviet whaling fleets. Paper SC/48/SH29 presented to Scientific Committee of the International Whaling Commission.
- Modest M, L Irvine, V Andrews-Gof, W Gough, D Johnston, D Nowacek, L Pallin, A Read, RT Moore & A Friedlaender. 2021. First description of migratory behavior of humpback whales from an Antarctic feeding ground to a tropical calving ground. Animal Biotelemetry 9:42.
- Monnahan C, J Acevedo, AN Hendrix, S Gende, A Aguayo-Lobo & F Martínez. 2019. Population trends for humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) foraging in the Coastal-Marine Protected Area in Magellan Strait, Chile. Marine Mammal Science 35(4): 1212-1231.
- Naughton JJ. 1997. Winter breeding habitat characteristics of the humpback whale. pp. 56-59. In: Payne R, P Micheal, B Philips & ETC Nitta (eds.), Report of the Workshop to Assess Research and Other Needs and Opportunities Related to Humpback Whale Management in the Hawaiian Islands, 26-28 April 1995, Kaanapali, Maui, Hawaii. US Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-11. [Available from <http://www.ntis.gov>].
- Nemoto T. 1959. Foods of baleen whales with reference to whale movements. Scientific Reports of the Whales Research Institute 14: 244-290.
- Nemoto T. 1970. Feeding patterns of baleen whales in the ocean. In: Steele JH (ed.), Marine food chains. Oliver and Boyd, Edinburgh, Scotland. p. 241-252.
- Nemoto T & T Kasuya. 1965. Foods of baleen whales in the Gulf of Alaska of the North Pacific. Scientific Reports of the Whales Research Institute 19: 45-51.
- Nishiwaki M. 1959. Humpback whales in Ryukyuan waters. Scientific Reports, Whales Research Institute 14: 49-87.
- Olavarría C, A Aguayo-Lobo, J Acevedo, L Medrano, D Thiele & CS Baker. 2005. Genetic differentiation between two feeding areas of the Eastern South Pacific humpback whale population. Paper SC/57/SH3. IWC Scientific Committee, Korea. 5 pp.
- Olavarría C, A Aguayo-Lobo, J Acevedo, L Medrano, D Thiele & CS Baker. 2006. Genetic differentiation between two feeding areas of the Eastern South Pacific humpback whale population. Update on SC/57/SH3. Workshop on the Comprehensive Assessment of Southern Hemisphere Humpback Whales. IWC, Hobart, Australia.
- Pacheco AS, S Silva & B Alcorta. 2009. Winter distribution and group composition of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) off northern Peru. Latin American Journal of Aquatic Mammals 7(1-2): 33-38.
- Rasmussen K, DM Palacios, J Calambokidis, MT Saborio, L Dalla-Rosa, ER Secchi, GH Steiger, JM Allen & GS Stone. 2007. Southern Hemisphere humpback whales wintering off Central America: Insights from water temperature into the longest mammalian migration. Biology Letters 3: 302-305.
- Richardson WJ, CR Greene Jr, CI Malme & DH Thomson. 1995. Marine mammals and noise. New York: Academic Press. 576 pp.
- Riekkola L, AN Zerbini, O Andrews, V Andrews-Goff, CS Baker, D Chandler, S Childerhouse, P Clapham, R Dodémont, D Donnelly, A Friedlaender, R Gallego, C Garrigue, J Ivashchenko, S Jarman, R Lindsay, L Pallin, J Robbins, D Steel, J Tremlett, S Vindenes &

- R Constantine. 2018. Application of a multi-disciplinary approach to reveal population structure and Southern Ocean feeding grounds of humpback whales. *Ecological Indicator* 89: 455-465.
- Robbins J, L Dalla-Rosa, J Allen, D Mattila, E Secchi, A Friedlaender, P Stevick, D Nowacek & D Steel. 2011. Return movement of a humpback whale between the Antarctic Peninsula and American Samoa: a seasonal migration record. *Endangered Species Research* 13: 117-121.
- Santillán L. 2011. Records of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in Sechura Bay, Peru, in spring 2009-2010. *Journal of Marine Animals and Their Ecology* 4(1): 29-35.
- Scheidat M, C Castro, J Denkinger, J González & D Adelung. 2000. A breeding area for humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) off Ecuador. *Journal of Cetacean Research and Management* 2(3):165-171.
- Steel D, M Anderson, C Garrigue, C Olavarria, S Caballero, S Childerhouse, P Clapham, R Constantine, S Dawson, M Donoghue, L Flórez-González, N Gibbs, N Hauser, M Oremus, D Paton, MM Poole, J Robbins, L Slooten, D Thiele, J Ward & CS Baker. 2018. Migratory interchange of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) among breeding grounds of Oceania and connections to Antarctic feeding areas based on genotype matching. *Polar Biology* 41: 653-662.
- Stevick P, A Aguayo, J Allen, IC Avila, J Capella, C Castro, K Chater, MH Engel, F Félix, L Flórez-González, A Freitas, B Haase, M Llano, L Lodi, E Muñoz, C Olavarria, E Secchi, M Scheidat & S Siciliano. 2004. A note on the migrations of individually identified humpback whales between the Antarctic Peninsula and South America. *Journal of Cetacean Research and Management* 6(2):109-113.
- Stevick PT, A Aguayo-Lobo, JM Allen, C Castro, K Chater, L Dalla Rosa, F Felix, B Haase, M Llano, C Olavarria, K Rasmussen & E Secchi. 2006. Estimated abundance of humpback whales off the west coast of central and South America (Group G). Paper SC/A06/HW56 presented to the IWC Workshop on Comprehensive Assessment of Southern Hemisphere Humpback Whales, Hobart, Tasmania, 3-7 April 2006 (unpublished). 9 p.
- Stevick PT, JM Allen, MH Engel, F Félix, B Haase & MC Neves. 2013. Inter-oceanic movement of an adult female humpback whale between Pacific and Atlantic breeding grounds off South America. *Journal of Cetacean Research and Management* 13: 159-162.
- Stone GS & WM Hamner. 1988. Humpback whales *Megaptera novaeangliae* and southern right whales *Eubalaena australis* in Gerlache Strait, Antarctic. *Polar Record* 24: 15-20.
- Stone G, L Flórez-González & S Katona. 1990. Whale migration record. *Nature* 346: 705.
- Thomas PO, RR Reeves RR & RL Brownell Jr. 2016 Status of the world's baleen whales. *Marine Mammal Science* 32: 682-734.
- Townsend C. 1935. The distribution of certain whales as show by logbook records of American Whaleships. *Zoologica* XIX (1): 3-19.
- Weinrich MT, J. Bove & N Miller. 1993. Return and survival of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) calves born to a single female in three consecutive years. *Marine Mammal Science* 9: 325-328.
- Witteveen BH & KM Wynne. 2016. Trophic niche partitioning and diet composition of sympatric fin (*Balaenoptera physalus*) and humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the Gulf of Alaska revealed through stable isotope analysis. *Marine Mammal Science* 32(4): 1319-1339.
- Zemsky VA, AA Berzin, YA Mikhalev & DD Tormosov. 1995. Soviet Antarctic pelagic whaling after WWII: review of actual catch data. Report of the International Whaling Commission 45: 131-135.

4.1.1.5. BALLENA FRANCA AUSTRAL, *Eubalaena australis*

1.- TAXONOMÍA

Reino: Animalia

División / Phylum: Chordata

Clase: Mammalia

Orden: Cetacea

Familia: Eubalaenidae

Género: *Eubalaena*

Nombre científico: *Eubalaena australis*

Subespecies: El Comité de Taxonomía de la Sociedad de Mastozoología Marina reconoce tres especies filogenéticas separadas de ballena franca, una en el Atlántico norte occidental (*Eubalaena glacialis*), una en el Océano Pacífico norte occidental y oriental (*E. glacialis*), y *E. australis* en el hemisferio sur (Rosenbaum et al. 2000).

Nombres comunes (español): Ballena franca austral, ballena franca del sur.

(inglés): Southern right whale.

2.- DEFINICIÓN POBLACIONAL

La ballena franca austral (*E. australis*) se distribuye exclusivamente en aguas del hemisferio sur, con varias poblaciones: la del Atlántico Suroccidental, en la costa oriental de América del Sur entre Argentina y Brasil; la población del Atlántico Suroriental, en la costa occidental entre África del Sur y Namibia; la población del Índico occidental que se distribuye entre Mozambique y Madagascar; la población del Pacífico Suroccidental, entre Australia y Nueva Zelanda; y la población del Pacífico Suroriental (también llamada de Chile-Perú) que se distribuye en la costa occidental de Sudamérica (Cooke & Zerbini 2018).

3.- RANGO GEOGRÁFICO

3.1. *Pacífico Suroriental*

La población de ballenas francas australes del Pacífico Suroriental, se distribuye principalmente en aguas costeras de Chile y con registros ocasionales en aguas peruanas (Aguayo-Lobo et al. 1992, 1998, 2008; Van Waerebeek et al. 1992, 1998; Santillán et al. 2004, Orihuela & Cortegana-Arias 2013).

3.2.- *Aguas chilenas*

La distribución de la ballena franca austral en aguas chilenas se extiende mayormente en la zona costera. Durante los años de la caza comercial, la distribución histórica de las capturas da cuenta de tres importantes regiones de ocurrencia: en aguas de la zona centro (20°-30°S) y sur del país (50°-55°S), y en las aguas occidentales de la Península Antártica (Townsend 1935; Mackintosh 1965, Aguayo-Lobo et al. 1998, 2008). El rango de distribución de la ballena franca austral posterior a 1976 es ligeramente mayor, con registros desde el litoral de Arica (18°29'S) hasta golfo de Penas (47°10'S) (Aguayo & Torres 1986, Aguayo-Lobo et al. 1998, 2008; Galletti-Vernazzani et al. 2014, García-Cegarra et al. 2021, <http://www.ceaza.cl/2021/10/28/encuentran-refugio-crianza-ballena-franca-austral-la-patagonia-chilena/>). En la Región de Magallanes, y particularmente entre la boca oriental del estrecho de Magallanes, existe otra concentración de avistamientos de la especie (Aguayo-Lobo et al. 1998, 2008; Gibbons et al. 2006), pero que ha sido sugerida a corresponder a la población del Atlántico Suroccidental.

Potenciales áreas de alimentación en la costa chilena son desconocidas; sin embargo, potenciales áreas de reproducción/crianza han sido sugerido. Aguayo-Lobo et al. (2008) basado en la distribución de los avistamientos de madres-crías sugieren dos áreas de posible ocurrencia, entre los 18°29'S y 28°28'S, con una mayor concentración de avistamientos de crías entre los 23°S y los 25°S (desde Puna Angamos hasta rada Paposo), y otra entre los 31°54'S y 40°54'S, con una mayor concentración de avistamientos de crías entre los 32°S y 36°S (Punta Lobos hasta Curanipe). Esta segunda área sería también consistente en parte por la evidencia de dos posibles partos en playa Grande y Chica, Cartagena el 27 de agosto de 1964 (Clarke 1965) y entre el 25 de septiembre y 01 de octubre de 1991, junto con la observación de algunos comportamientos de reproducción en ejemplares adultos (Aguayo-Lobo et al. 2008).

Por su parte, Galleti-Vernazzani et al. (2014) informan probable comportamiento reproductivo en la costa noroeste de isla Grande de Chiloé, mientras que García-Cegarra et al. (2021) señalan el posible nacimiento de una cría en bahía Moreno, región de Antofagasta entre el 11 de julio y 08 de agosto de 2019. Recientemente, las aguas del Golfo de Penas aparecen como una potencial área de reproducción que sería visitado regularmente por ballenas francas australes durante el invierno para parir y/o criar sus ballenatos como es constatado por la ocurrencia anual desde el año 2017 de grupos de madres-crías (<http://www.ceaza.cl/2021/10/28/encuentran-refugio-crianza-ballena-franca-austral-la-patagonia-chilena/>).

4.- ASPECTOS ECOLÓGICOS

4.1- Hábitat

Principalmente habita en aguas costeras o de la plataforma continental a través de todo su rango de distribución (Jefferson et al. 2008). En las áreas de reproducción, las madres con crías preferentemente se distribuyen en aguas someras de bahía y golfos protegidos. Durante sus movimientos migratorios puede desplazarse en aguas más profundas y lejanas de la costa.

En las áreas de alimentación, las ballenas francas australes se agregan en áreas de alta productividad biológica y con bajas temperaturas del océano, donde encuentra y consumen sus presas compuestas principalmente por copépodos y krill. Estas áreas de alimentación son generalmente localizadas en aguas costeras de la plataforma continental con algunas combinaciones de la topografía de fondo marino, estructura de la columna de agua y estratificación, y corrientes marinas que actúan a agregar físicamente el zooplancton dentro de extremadamente densas concentraciones (Kenney 2002).

4.2.- Alimentación

En general, las áreas de alimentación ocurren al sur de los 40°S, con dietas basados principalmente en copépodos (Tormosov et al. 1998), mientras que al sur de los 50°S es principalmente compuesta por eufáusidos (krill). Posibles áreas de alimentación en la costa chilena y dieta de la población de Chile-Perú son desconocidas.

4.3.- Reproducción

Las ballenas francas australes han sido bien estudiadas en las zonas de reproducción del Atlántico. Los ballenatos nacen de junio a octubre con un máximo de eventos de nacimiento en agosto después de un período de gestación de 12 a 13 meses (Best 1994). Las hembras suelen producir un ballenato a intervalos de 3 años cuando se crían con éxito, pero el intervalo puede acortarse a 2 años después de la pérdida perinatal de un ballenato, lo que a menudo resulta en un intervalo aparente de 5 años (Cooke et al. 2001, 2015; Leaper et al. 2006, Rowntree et al. 2013, Sironi et al. 2016). El período de gestación es cerca de un año y el destete se produce cerca del primer año de vida del ballenato (Kenney 2002).

Aun cuando la presencia de la ballena franca austral en el litoral chileno ocurre principalmente durante los meses de invierno/primavera (período de reproducción), aún no se conocen con certeza cuáles serían

las áreas utilizadas para los nacimientos y apareamientos, así como los parámetros biológicos reproductivos (e.g., tasa de fertilidad, fecundidad, mortalidad de ballenatos, etc) para la población de Chile-Perú, asumiéndose que sería la misma o similar presentada por las otras poblaciones del hemisferio sur.

4.4.- Migración

Como en la mayoría de las especies de misticetos, la ballena franca austral realiza migraciones entre sus áreas de reproducción y de alimentación. La distribución en invierno, al menos del componente reproductivo de la población, se concentran en áreas costeras y bahías protegidas en la parte norte del área de distribución. En verano, las ballenas francas se encuentran principalmente en latitudes 40-50°S (Ohsumi & Kasamatsu 1986), pero también en aguas Antárticas hasta los 65°S (Bannister et al. 1999), y alrededor de Georgia del Sur y las islas Sandwich del Sur (Nijs & Rowntree 2017).

Movimientos de individuos entre aguas subantárticas en verano y de reproducción en invierno han sido documentados mediante foto-identificación y seguimiento por satélite (Bannister et al. 1999, Best et al. 1993, Pirzl et al. 2009, Zerbini et al. 2016, Nijs & Rowntree. 2017). Sin embargo, para la Población del Pacífico Suroriental, los destinos migratorios (alimentación y reproducción) así como la ruta migratoria son aún desconocidas.

5.- TAMAÑO POBLACIONAL Y TENDENCIA

Se estima que la población hemisférica en la década de 1770 fue más de 70.000 individuos y que habría sido cazada hasta un mínimo de 300 animales en la década de 1920. La especie comenzó a recuperarse después de la protección internacional establecida en 1935, pero se estima que las capturas soviéticas ilegales en la década de 1960 eliminaron más de la mitad de la población restante y retrasaron la recuperación (IWC 2001, 2013). Las poblaciones reproductivas de ballenas francas australes del Atlántico suroccidental (Argentina, Uruguay, Brasil), del Atlántico suroriental (Sudáfrica y Namibia), y aquellas de Australia y Nueva Zelanda han mostrado fuertes recuperaciones, con tiempos de duplicación de 10-12 años (Bannister et al. 2001, 2016; Best et al. 2001, Cooke et al. 2001, 2015; Brandão et al. 2013, Jackson et al. 2016). Sin embargo, y a diferencia de las otras poblaciones señaladas anteriormente, la población de Chile-Perú permanecen en números muy bajos y no muestra ninguna evidencia clara de ningún aumento.

El tamaño original de la población del Pacífico Suroriental es desconocido, y a la fecha tampoco existen estudios poblacionales actuales en aguas chilenas y se desconoce la estructura de la población del Pacífico Suroriental. Lo anterior se debe principalmente a la falta de información/datos debido al escaso o nulo esfuerzo por el país para desarrollar estudios y estimar la abundancia de esta población en particular. No obstante, se han estimado algunos índices de abundancia basado en datos de avistamientos. Estos índices han variado desde 0,36 animales/año durante el período de 1964 a 1982 y 6,0 animales/año entre los años 1983 y 1989 (Aguayo-Lobo et al. 1992), disminuyendo a 2,2 animales/año en el período 1990 a 1998 (Aguayo-Lobo et al. 1998) e incrementándose a 4,8 animales durante el período 1999 y 2008 (Aguayo-Lobo et al. 2008). En estos índices no se incluye los ejemplares avistados en el estrecho de Magallanes ya que corresponderían a la población del Atlántico Suroccidental.

Sobre la base de los registros de animales y de crías avistadas en las aguas chilenas al norte de los 47°S, Aguayo-Lobo et al. (2008) mostró que los avistamientos presentarían una leve tendencia de aumento, aunque no significativa, para todos los datos entre 1976 y 2007. Sin embargo, los mismos autores también señalan que este aparente lento aumento debe ser considerado con precaución, ya que las tasas fueron calculadas sobre la base de avistamientos que provienen de esfuerzos de observación oportunistas (no sistemáticos), y con la gran mayoría de los individuos y crías (~81%) siendo registrados

principalmente en el litoral cercano a los grandes centros urbanos, quedando en manifiesto el bajo esfuerzo de observación que se ha realizado en aquellas zonas alejadas o apartadas, más aun considerando que la extensión lineal de costa entre Arica y golfo de Penas es cercana a 3.130 km. Por su parte, Galleti-Vernazzani et al. (2014) señalan que la población de Chile-Perú probablemente contiene menos de 50 individuos maduros; sin embargo, no entrega ningún sustento científico de cómo dicha estimación fue alcanzada y cuál fue el tipo de información utilizada.

6.- INTERACCIÓN/MORTALIDAD CON ACTIVIDADES HUMANAS

6.1.- Capturas

Todas las poblaciones de ballenas francas australes fueron extensamente cazadas a partir de principios del siglo XVII, pero especialmente en los siglos XVIII y XIX por balleneros estadounidenses y europeos (Townsend 1935, Anónimo 1986, Best et al. 2001). No todos los registros de captura en el hemisferio sur fueron disponibles y existe una alta incertidumbre sobre el número de animales muertos no desembarcados. Se estima que el número total de ballenas francas procesadas entre 1770 y 1900 habría sido, conservadoramente, en alrededor de 150.000 ejemplares, de los cuales 48.000-60.000 se tomaron solo en la década de 1830. Para comienzos de la ballenería moderna a principios del siglo XX, la especie ya era rara, capturándose alrededor de otros 1.000 ejemplares hasta que fueron protegidas legalmente en 1935 (Cook & Zerbini 2018). A las cifras anteriores, se debe agregar otras 3.000 ballenas que fueron capturados ilegalmente por las flotas balleneras soviéticas, principalmente en la década de 1960 (Tormosov et al. 1998).

Para la población del Pacífico Suroriental, y específicamente en las aguas de Chile, flota chilena capturó ballenas francas australes solo en el siglo XX cuando la población ya se encontraba muy disminuida (Clarke 1965). Aun cuando la estimación del número de ballenas cazadas también es incompleta, Clarke (1965) basándose en los datos de Townsend (1935), estimó que las flotas estadounidenses habrían capturado, por lo menos, unos 6.262 ejemplares de ballenas francas austral entre los años 1785 y 1913; mientras que Du Pasquier (1986) señala que la totalidad de las capturas realizada por las flotas francesas habría sido de unos 2.372 ejemplares. A comienzos del siglo XX, los balleneros chilenos habrían capturado 206 ejemplares entre 1905 y 1928 (Best 1988) y otros 121 individuos entre 1929 y 1976 (Aguayo-Lobo et al. 1998). La última captura en el país se realizó en el año 1976, bajo el Artículo VIII del Reglamento para las Faenas de Caza Marítima en las aguas del Pacífico Sur (Aguayo-Lobo et al. 2008). Ninguna de las capturas de ballenas francas australes realizadas por los balleneros soviéticos en el hemisferio sur entre 1951 y 1971, se hicieron en aguas del Pacífico Sur Oriental (Tormosov et al. 1998). Así, aunando las cifras anteriores, en aguas chilenas se habrían capturado al menos 8.940 ballenas francas australes.

6.2.- Interacción con pesquería y acuicultura

Estos son pocos los casos conocidos de ballenas francas australes enredadas con redes u otras artes de pesca en aguas chilenas. Sin embargo, estos eventos pueden pasar desapercibida dado al pequeño tamaño de la población, por lo cual la contabilidad de lesiones graves y mortalidad debido a la actividad pesquera/acuicultura es crucial para evaluar el riesgo de estas actividades sobre la viabilidad de la población que se encuentra En Peligro de Extinción.

Los pocos registros que se conocen dan cuenta de al menos siete casos de enmallamiento, todas con redes pesqueras, y un evento de interacción con instalaciones de cultivos de algas.

Un ballenato varado y muerto en el centro-sur de Chile (37°S) en 1986, presentó marcas aparentemente por enredo y cortes de hélice de un bote pequeño por interferencia con las instalaciones de cultivos de algas (Canto et al. 1991). Posteriormente, Aguayo-Lobo et al. (1992) informan de capturas accidentales de al menos cuatro ejemplares con las artes de pesca de las pesquerías de *Dissostichus amissus* en las

localidades de Quintero, Constitución, Golfo de Arauco e isla Mocha. En octubre de 2014 se informa de una ballena franca austral enredada en Pichilemu, en el centro de Chile, con al menos tres cuerdas enrolladas alrededor de la aleta pectoral derecha y sobre la cabeza. La ballena no se volvió a ver y, por lo tanto, no se pudo desenredar (Galleti-Vernazzani 2015). Otra ballena franca austral fue encontrada muerta en playa Mar Brava, Carelmapu (41.42°S) el 16 de febrero de 2017. El animal, que fue avistado vivo 7 días atrás en bahía Cocotue (41.87°S), presentando claras cicatrices y lesiones producidas por enredos a lo largo de todo su cuerpo (Galleti-Vernazzani et al. 2017). Más recientemente (junio 2023), en cercanías a la localidad de Melinka, región de Aysén, una ballena franca austral fue encontrada varada muerta, enmallada en una red de fondo para merluza típicamente calada en el canal Moraleda (D. Caniullán, comn. pers. a RHG).

6.3.- Colisiones con embarcaciones

No se dispone de información sobre lesiones o muertes provocadas por colisiones con embarcaciones para esta especie. No obstante, el tráfico marítimo en el país ha aumentado y puede ser la mayor preocupación, en particular en aquellas áreas donde las rutas marítimas se superponen con el hábitat potencial para la población de ballenas francas, en particular de puertos como bahía de Mejillones, Valparaíso y Talcahuano que se sobreponen directamente con registros pasados o recientes conocidos de ballenas francas australes.

6.4.- Pérdida de Hábitat / Degradación

Es ampliamente reconocido que la degradación del hábitat tiene el potencial para causar impactos (perturbación, lesión y mortalidad biológicamente significativas) a nivel individual y/o poblacional a los cetáceos (IWC 2006).

Debido a su hábitat costero, las actividades antropogénicas tienen el potencial de degradar importantes hábitats para la especie (Clapham et al. 1999, Thomas et al. 2016). Estas actividades pueden degradar el hábitat al operar en momentos que coinciden con la presencia de ballenas, o pueden ocurrir cuando las ballenas están ausentes, pero degradan la idoneidad del hábitat de forma permanente o semipermanente. Estas actividades incluyen, pero no se limitan a:

- Crecimiento de la población humana y desarrollo en regiones costeras;
- Contaminación acústica (i.e., ruido de embarcaciones comerciales, recreacionales, de actividad de prospección sísmica y ejercicios navales);
- Contaminación química (i.e., escorrentía de la agricultura terrestre, derrames de petróleo, productos de la acuicultura, emisarios submarinos, contaminantes orgánicos domiciliario e industriales, y vaciado de lastre);
- Contaminación biológica (i.e., introducción de patógenos al ambiente marino);
- Enredos (i.e., en desechos marinos, equipos de pesca y acuicultura);
- Estructuras construidas que impactan sobre la disponibilidad y / o uso del hábitat (i.e., puertos, muelles, marinas, instalaciones de acuicultura, infraestructura minera o de perforación marina);
- Cambios en los regímenes de flujo de agua que provocan una sedimentación o erosión extensas o corrientes alteradas en el hábitat cercano a la costa (e.g. canales y dragados).

La dependencia de la especie a las áreas costeras significa que los animales individuales pueden estar sujetos a los impactos de cualquiera o todas estas actividades. La degradación del hábitat puede resultar en una reducción de la ocupación y / o la exclusión de ballenas de un hábitat adecuado, comprometer el éxito reproductivo, la salud y condición corporal, y la mortalidad. En particular, el ruido submarino puede resultar en un trauma fisiológico directo para el animal a través de cambios de umbral temporales o permanentes en la audición, o en un comportamiento de evitación que a su vez fuerza a los animales

a alejarse de las áreas críticas de alimentación, reproducción o migración. El ruido también puede hacer que las ballenas francas australes suspendan importantes actividades sociales, incluida la alimentación, el apareamiento y la lactancia, o enmascarar la comunicación necesaria para la supervivencia.

Es posible que los impactos en un número suficiente de ballenas puedan dar lugar a impactos más amplios a nivel de población (e.g., reduciendo la tasa de fertilidad o el reclutamiento hasta tal punto que se impida la recuperación de la especie). Es más probable que esto ocurra cuando las actividades que causan la degradación del hábitat se produzcan de forma intensiva y / o acumulativa, o en una gran parte de su área de distribución. Cabe mencionar que al momento no existen estudios de estas materias para la especie en aguas chilenas.

7.- AMENAZAS POTENCIALES

Se desconocen los impactos y las implicaciones exactas del cambio climático en las ballenas, pero se considera que es una de las mayores amenazas actuales que enfrentan las regiones de alta latitud donde se alimentarían. Cualquier cambio resultante en la distribución y calidad de las presas podría conducir a cambios en el comportamiento de búsqueda de alimento, estrés nutricional y disminución de la reproducción de las ballenas francas. Además, los cambios en la temperatura y las corrientes oceánicas podrían afectar el momento de las señales ambientales importantes para la navegación y la migración. Los impactos potenciales del cambio climático y oceanográfico sobre las ballenas francas australes pueden ser dobles:

- Disponibilidad de hábitat, donde la migración, la alimentación, el descanso y la selección del lugar de parición de las ballenas pueden verse influidas por factores como las corrientes oceánicas y la temperatura del agua. Cualquier cambio en estos factores podría afectar o retardar la recuperación de la población de ballenas francas australes al hacer que las áreas de hábitat actualmente utilizadas no sean adecuadas.
- Disponibilidad de alimento, donde los cambios en el clima y los procesos oceanográficos también pueden conducir a una disminución de la productividad y diferentes patrones de distribución y disponibilidad de presas. Estos cambios ciertamente afectarían a depredadores dependientes como las ballenas francas australes.

8.- CATEGORÍA DE CONSERVACIÓN

Nacional: "En Peligro" (Reglamento de Clasificación de Especies (RCE), Ministerio de Medio Ambiente de Chile, 2008).

Global: "Preocupación menor" (Cooke & Zerbini 2018).

Subpoblación Chile-Perú: "En Peligro Crítico" (Cooke 2018).

Eubalaena australis se encuentra clasificada en el Apéndice I de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES).

9.- REFERENCIAS

Aguayo, A. & Torres, D. 1986. Records of the southern right whale *Eubalaena australis* (Desmoulins, 1822) from Chile between 1976 and 1982. In: Brownell RL, PB Best & JH Prescott (eds.), Right Whales: Past and Present Status. Report of the International Whaling Commission (Special Issue) 10: 159-160.

Aguayo, A., Cárdenas, JC. & Torres, D. 1992. Análisis de los avistamientos de *Eubalaena australis* (Desmoulins 1822) en aguas chilenas, desde 1983 hasta 1989. Serie Científica INACH 42: 77-91.

Aguayo-Lobo, A., Torres, D. & Acevedo, J. 1998. Los Mamíferos Marinos de Chile: I. Cetacea. Serie Científica INACH 48: 19-159.

- Aguayo-Lobo A, J Acevedo, JL Brito, C Olavarría, R Moraga & C Olave. 2008. La ballena franca del sur, *Eubalaena australis* (Desmoulins, 1822) en aguas chilenas: Análisis de sus registros desde 1976 a 2008. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 43(3): 653-668.
- Anónimo. 1986. Report of the Workshop on the status of right whales. In: Brownell RL, PB Best & JH Prescott (eds.), *Right Whales: Past and Present Status*. Report of the International Whaling Commission, Special Issue 10: 1-33.
- Bannister JL, LA Pastene & LA Burnell. 1999. First record of movement of a southern right whale (*Eubalaena australis*) between warm water breeding grounds and the Antarctic Ocean, south of 60 degrees South. *Marine Mammal Science* 15(4): 1337-1342.
- Bannister JL, PS Hammond & MC Double. 2016. Population trends in right whales off southern Australia 1993-2015. Document SC/66b/BRG09 presented to the Scientific Committee of the International Whaling Commission Scientific Committee.
- Best PB, R Payne, V Rowntree, JT Palazo & M do Carmo Both. 1993. Long-range movements of South Atlantic right whales *Eubalaena australis*. *Marine Mammal Science* 9: 227-234.
- Best PB. 1994. Seasonality of reproduction and the length of gestation in southern right whale *Eubalaena australis*. *Journal of Zoology* 232: 175-189.
- Best PB. 1988. Right whale, *Eubalaena australis*, at Tristan da Cunha - A clue to the 'Non-Recovery' of depleted stocks?. *Biological Conservation* 46: 23-51.
- Best PB, A Brandao DS Butterworth. 2001. Demographic parameters of southern right whales off South Africa. *Journal of Cetacean Research and Management (Special Issue)* 2: 161-169.
- Brandão A, DS Butterworth, A Ross-Gillespie & PB Best. 2013. Application of a photo-identification based assessment model to southern right whales in South African waters, now including data up to 2012. Document SC/65a/BRG17 presented to the Scientific Committee of the International Whaling Commission.
- Canto J, P Ruiz & JC Cárdenas. 1991. Necropsia de ballena franca austral *Eubalaena australis* y consideraciones sobre manejo de la especie. *Boletín del Museo Nacional Historia Natural Chile* 42:105-111.
- Clapham PJ, SB Young & RL Brownell Jr. 1999. Baleen whales: Conservation issues and the status of the most endangered populations. *Mammal Review* 29: 35-60.
- Clarke R. 1965. Southern right whale on the coast of Chile. *Norsk Hvalfangsttid* 54(6): 121-128.
- Cooke JG, VJ Rowntree RS Payne. 2001. Estimates of demographic parameters for southern right whales (*Eubalaena australis*) observed off Peninsula Valdes, Argentina. *Journal of Cetacean Research and Management* 2: 125-132.
- Cooke JG, VJ Rowntree & M Sironi. 2015. Southwest Atlantic right whales: interim updated population assessment from photo-id data collected at Península Valdéz. Document SC/66a/BRG 23 presented to the Scientific Committee of the International Whaling Commission.
- Cooke JG. 2018. *Eubalaena australis* Chile-Peru subpopulation. The IUCN Red List of Threatened Species 2018. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T133704A50385137.en>
- ooke JG & AN Zerbini. 2018. *Eubalaena australis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T8153A50354147.en>. Downloaded on 08 November 2021.
- Du Pasquier T. 1986. Catch history of French right whaling mainly in the South Atlantic. In: Brownell RL, PB Best & JH Prescott (eds.), *Right Whales: Past and Present Status*. Report of the International Whaling Commission Special Issue 10: 269-274.
- Galletti-Vernazzani B, E Cabrera & RL Brownell Jr. 2014. Eastern South Pacific southern right whale photo-identification catalog reveals behavior and habitat use patterns. *Marine Mammal Science* 30(1): 389-398.
- Galletti-Vernazzani B. 2015. Progress on the IWC Conservation Management Plan for the Critically Endangered Eastern South Pacific Southern Right Whale Population. Document SC/66a/BRG/15 presented to the Scientific Committee of the International Whaling Commission.
- Galletti-Vernazzani B, A Chirife, E Cabrera, M Sironi & RL Brownell Jr. 2017. Entanglement and death of a Critically Endangered Eastern South Pacific southern right whale (*Eubalaena australis*) in Chile. Document SC/67A/HIM/14 presented to the Scientific Committee of the International Whaling Commission.
- García-Cegarra AM, M Malebren & K Van Waerebeek. 2021. Antofagasta Region in northern Chile, a potential nursing ground for the Southern right whale *Eubalaena australis*. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 16(1): 00-00.
- Gibbons J, J Capella, A Kusch & J Cárcamo. 2006. The Southern right whale *Eubalaena australis* (Desmoulins, 1822) in the Strait of Magellan, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia (Chile)* 34: 75-79.
- IWC. 2001. Report of the workshop on the comprehensive assessment of right whales: a worldwide comparison. *Journal of Cetacean Research and Management (Special Issue)* 2: 1-60.
- IWC. 2006. Report of the IWC Scientific Committee Workshop on Habitat Degradation. *Journal of Cetacean Research and Management* 8: 313-335.
- IWC. 2013. Report of the workshop on the assessment of southern right whales. *Journal of Cetacean Research and Management* 14(Supplement): 437-462.
- Jackson JA, EL Carroll, TD Smith, AN Zerbini, NJ Patenaude & CS Baker. 2016. An integrated approach to historical population assessment of the great whales: case of the New Zealand southern right whale. *Royal Society Open Science* 3: 150669.

- Jefferson TA, MA Webber & RL Pitman. 2008. Marine mammals of the world. A comprehensive guide to their identification. Academic Press, San Diego. 572 p.
- Kenney RD. 2002. North Atlantic, North Pacific, and Southern right whale. Pp. 806-813. In: Perrin WF, B Wursig & JGM Thewissen (eds.), Encyclopedia of Marine Mammals. Academic Press, California, USA.
- Leaper R, JG Cooke, P Trathan, K Reid, V Rowntree R Payne. 2006. Global climate drives southern right whale (*Eubalaena australis*) population dynamics. *Biology Letters* 2: 289-292.
- Mackintosh NA. 1965. The stocks of whales. Fishing News Ltd., London, UK. 232 p.
- Nijs G & VJ Rowntree. 2017. Rare sightings of southern right whales (*Eubalaena australis*) on a feeding ground off the South Sandwich Islands, including a known individual from Península Valdés, Argentina. *Marine Mammal Science* 33(1): 342-349.
- Ohsumi S & F Kasamatsu. 1986. Recent off-shore distribution of the southern right whale in summer. Reports of the International Whaling Commission (Special Issue) 10: 177-186.
- Orihuela M & D Cotegana-Arias. 2013. Registro de un par madre-cría de ballena franca austral (*Eubalaena australis*) en la costa de Lima, Perú. *Revista Peruana de Biología* 20(2): 187-188.
- Pirzl R, NJ Patenaude, S Burnell & JL Bannister. 2009. Movements of southern right whales (*Eubalaena australis*) between Australian and subantarctic New Zealand populations. *Marine Mammal Science* 25(2): 455-461.
- Rosenbaum HC, RL Jr Brownell, MW Brown, SC Scaeff, V Portway, BN White, S Malik, S & LA Pastene. 2000. World-wide genetic differentiation of *Eubalaena*: Questioning the number of right whale Species. *Molecular Ecology* 9: 1793-1802.
- Rowntree VJ, MM Uhart, M Sironi, A Chirife, M Di Martino, L La Sala, L Musmeci, N Mohamed, J Andrejuk, D McAloose, JE Sala, A Carribero, H Rally, M Franco, FR Adler, RL Brownell Jr, J Seger & T Rowles. 2013. Unexplained recurring high mortality of southern right whale *Eubalaena australis* calves at Península Valdés, Argentina. *Marine Ecology Progress Series* 493: 275-289.
- Santillán L, M Roca, M Apaza, L Rosa de Oliveira & K Auton. 2004. New record of mother-calf pair of Southern right whale, *Eubalaena australis*, off the Peruvian coast. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals* 3(1): 85-86.
- Sironi M, VJ Rowntree, M Di Martino, L Beltramino, V Rago, CF Marón & M Uhart. 2016. Southern right whale mortalities at Península Valdés, Argentina: updated information for 2014-2015. International Whaling Commission Scientific Committee Document SC/66b/BRG/02 presented to the Scientific Committee of the International Whaling Commission.
- Thomas PO, RR Reeves RR & RL Brownell Jr. 2016 Status of the world's baleen whales. *Marine Mammal Science* 32: 682-734.
- Tormosov DD, YA Mikhailiev, PB Best, VA Zemsky, K Sekiguchi & RL Brownell Jr. 1998. Soviet catches of Southern right whales *Eubalaena australis*, 1951-1971. Biological data and conservation implications. *Biological Conservation* 86: 185-197.
- Townsend C. 1935. The distribution of certain whales as show by logbook records of American Whaleships. *Zoologica* XIX (1): 3-19.
- Van Waerebeek K, JC Reyes & C Aranda. 1992. Southern right whales (*Eubalaena australis*) off Perú. *Marine Mammal Science* 8(1): 86-88.
- Zerbini AN, H Rosenbaum, M Mendez, F Sucunza, A Andriolo, G Harris, PJ Clapham, M Sironi, M Uhart & AF Aió. 2016. Tracking southern right whales through the southwest Atlantic: an update on movements, migratory routes and feeding grounds. Document SC/66b/BRG 26 presented to the Scientific Committee of the International Whaling Commission.

4.1.1.6. CACHALOTE, *Physeter macrocephalus*

1.- TAXONOMÍA

Reino: Animalia

División / Phylum: Chordata

Clase: Mammalia

Orden: Cetacea

Suborden: Odontoceti

Familia: Physeteridae

Género: *Physeter*

Nombre científico: *Physeter macrocephalus* (Linnaeus, 1758)

Subespecie: No se reconocen subespecies.

Nombres comunes (español): Cachalote

(inglés): Sperm whales

2.- DEFINICIÓN POBLACIONAL

En general, diversos estudios informan una baja diferenciación genética entre cachalotes de diferentes cuencas oceánicas y poca evidencia de subdivisión dentro de las mismas, con la excepción de algunas zonas como el Mediterráneo y golfo de México (Lyrholm et al. 1999, Mesnick et al. 1999, Drouot et al. 2004). Hipótesis alternativas, no geográficas, sobre la estructura poblacional de los cachalotes, como dialectos y diferencias en la dieta, sugieren que las poblaciones de hembras pueden estar culturalmente estructuradas en las cuencas oceánicas por vocalizaciones de "coda" y pueden ser genéticamente distintos (Rendell & Whitehead 2003, 2005a,b).

3.- RANGO GEOGRÁFICO

3.1. *Pacífico Suroriental*

El cachalote habita todos los océanos del mundo y tiene una distribución que varía entre sexos y clases de edad, la cual está además relacionada con la disponibilidad de presas y ciertas condiciones oceanográficas (Perry et al. 1999, Smith & Whitehead 1993). En el Pacífico Sur Oriental esta especie se distribuye desde las aguas ecuatoriales incluyendo las islas Galápagos hasta la Antártica (Clarke 1962, Clarke et al. 1968, Whitehead & Arnborn 1987).

3.2. *Aguas chilenas*

En aguas chilenas se extiende sobre el talud continental con profundidades superiores a los 1000 m, desde Arica hasta el Territorio Antártico Chileno, incluyendo las islas oceánicas del archipiélago de Juan Fernández, islas San Félix y San Ambrosio, e isla de Pascua/Rapa Nui (Aguayo Lobo et al. 1998a, b; Hucke Gaete et al. 2014).

4.- ASPECTOS ECOLÓGICOS

4.1- *Hábitat*

El hábitat del cachalote es el mar abierto. Más específicamente, los cachalotes se pueden encontrar en casi todas las aguas marinas de más de 1000 m de profundidad que no están cubiertas por hielo, excepto en el Mar Negro y posiblemente en el Mar Rojo (Rice 1989, Whitehead 2003). Las hembras y las crías

suelen estar restringidas a aguas en latitudes inferiores a los 40-50° y a zonas donde la temperatura de la superficie del mar es superior a los 15°C (Rice 1989). Los cachalotes son generalmente más numerosos en áreas de productividad primaria relativamente alta (Jaquet et al. 1996), aunque hay algunas excepciones (Barlow & Taylor 2005). Tiende a preferir aguas oceánicas, directamente sobre el talud o más allá de la plataforma continental. Sin embargo, también se aproxima a la costa (Scott & Sadove 1997) en circunstancias donde ocurren cañones submarinos u otras características físicas que determinen la presencia de su alimento.

4.2.- Alimentación

El cachalote es un consumidor de grandes calamares en la comunidad marina mesopelágica y se le denomina un consumidor macroteutófago. Comparte este nicho con los miembros de la familia Ziphiidae. La dieta principal la constituyen los calamares de las familias Ommastrephidae (*Dosidicus*, *Ommastrephes*, *Todarodes*); Onychoteuthidae (*Moroteuthis*, *Kondakovia*, *Onychoteuthis*), Gonatidae (*Gonatus*, *Gonatopsis*); Pholidoteuthidae (*Pholidoteuthis*); Octopoteuthidae (*Octopoteuthis*, *Taningia*); Histiototeuthidae (*Histiototeuthis*); Cranchiidae (*Mesonychoteuthis*, *Galiteuthis*). También consume calamar vampiro (*Vampyroteuthis*) así como Octópodos bentónicos como *Octopus defleini* (Clarke 1980).

Los machos consumen más especies de peces que las hembras, ya sea condriictios o teleósteos. En el hemisferio sur consumen *Ceratias*, *Micromessistius* y *Dissostichus*. También consumen crustáceos, como el místico gigante mesopelágico *Gnathophausia* e incluso jaibas del género *Cancer*. En aguas de Perú y Chile los cachalotes consumen jibias gigantes *Dosidicus gigas* (Clarke et al. 1980, 1988).

4.3.- Reproducción

El cachalote es un animal gregario y, en forma general forma dos grupos: un grupo de reproducción y otro de machos solteros. El primero está constituido por hembras maduras e inmaduras sexualmente, más machos inmaduros y grupos mixtos de crías, machos y hembras. En estos grupos de reproducción un macho adulto o de 4 o 5 machos adultos acompañan a las hembras a cierta distancia prudente para patrullar, durante la estación de reproducción. Las hembras constituyen el 78% aproximadamente en estos grupos. Los machos jóvenes y púberes abandonan estos grupos a la edad promedio de 18 años, antes de alcanzar la madurez sexual (Clarke 1956, Gaskin 1970, Best 1970; Gambell 1972).

Cuando nadan en la superficie los grupos de cachalotes se desplazan lentamente, a unos 2 nudos. Luego se sumergen y pueden alcanzar profundidades de 500, 1000 y 3000 m, durante 60-90 minutos. El registro máximo de tiempo sumergido fue de tres horas (Watkins et al. 1985) y la mayor profundidad informada fue 3.195 m (Clarke 1976). Los grupos de machos solteros (bachelors) son machos púberes, pero aún inmaduros sexualmente, que se segregan y forman grupos de 20-24 animales, que se desplazan juntos hasta que los mayores alcanzan la madurez sexual y social, para patrullar a un grupo de hembras y formar sus grupos de reproducción independientes. Las hembras ovulan por primera vez a una edad de 10 años, como promedio y miden unos 9 m. La gestación dura entre 14-15 meses (Best 1970) o 16 meses (Clarke et al. 1964).

En los machos la madurez sexual es prolongada y se inicia con la pubertad a una longitud de 9 a 10 m y a una edad de 10-11 años. El peso de ambas gónadas es de 1,2 kg y aumenta hasta los 6.0 K durante la pubertad. Los machos a la edad de 18-21 años, alcanzan la madurez sexual, con una longitud promedio de 11.0 - 12.0 m y un peso testicular de unos 12 kg. La madurez social se alcanza a los 14,0 m. de longitud con 25 años. La madurez física se logra a los 18 m y los machos no presentan evidencias de un ciclo sexual (Aguayo 1963), a pesar de que Clarke et al. (1994) mostraron un aumento del número de las células de Leydig y un aumento en el diámetro de los túbulos seminíferos.

La temporada de reproducción en el hemisferio sur se inicia a mediados de invierno y dura hasta comienzos de otoño, con un máximo entre septiembre y diciembre. Las hembras jóvenes copulan un mes después de las hembras mayores. El intervalo de partos es de 3 a 5 años, dependiendo de las

condiciones ambientales. Las cópulas se han informado en escasas ocasiones (Ramirez 1988, Tormosov & Sazhinov 1974, Best et al. 1984). La posición de las cópulas es vertical y vientre con vientre.

La tasa de preñez en una población fluctúa entre un 16 a un 33 %, dependiendo de la edad de las hembras; pues en las más jóvenes es más alta, un 25 % en promedio y a la edad de 14 a 15 años, luego declina paulatinamente para llegar a un 7-8 % en las hembras de 40 años. Sin embargo, las ovulaciones no declinan, porque las ovulaciones sin éxito aumentan (Best et al. 1984). La lactancia en las hembras dura alrededor de dos años, cambiando con la edad. Las crías de hembras adultas de 10 o menos años, sólo lactan 18 meses, mientras que crías de hembras adultas mayores de 40 años promedio, lactan durante 36 meses. Las crías comienzan a ingerir presas sólidas antes de cumplir un año de edad y con una longitud de 7.0 m. Las crías hembras de madres de unos 40 años pueden mamar hasta los 7,5 años y las crías machos de esas mismas hembras hasta los 13 años, lo que se denomina lactancia prolongada. Después de la lactancia las hembras entran en el an-estro, que puede durar unos seis meses o años. El ciclo de reproducción completo de la hembra dura así de 4 a 6 años (1,5 de preñez, 2 de lactancia y 1,0 -1.5 a 2.5 de reposo).

4.4.- Migración

Las hembras, individuos inmaduros y crías son notablemente sociales, a menudo observados en agregaciones de hasta 70 individuos o más, generalmente al Norte de los 40° o 50°S (Perry et al. 1999). Los machos por su parte son eminentemente solitarios después de alcanzar la madurez sexual (20 años) y eventualmente migran a regiones más al sur de los 70°S (Perry et al. 1999). Al Sur de los 52°S, se pueden observar agregaciones de machos jóvenes y adultos (sexualmente inactivos) que pueden alcanzar tamaños grupales de más de 30 individuos, especialmente en las islas Diego Ramírez, al Sur del canal Ballenero y la boca occidental del estrecho de Magallanes (Hucke-Gaete et al. 2004). Durante el otoño e invierno austral, la mayoría de los machos y hembras migran hacia sectores tropicales para reproducirse (Perry et al. 1999).

5.- TAMAÑO POBLACIONAL Y TENDENCIA

El tamaño poblacional global previo a la explotación comercial moderna según Rice (1989) se ha calculado en unos 3.000.000 de ejemplares. Whitehead (2002) ha calculado una población original más conservadora, de sólo 1.100.000 ejemplares. Luego, hasta 1982, la población mundial se había reducido en un 31%. Los machos se habían reducido en un 45% y las hembras en un porcentaje menor (17 %). La población mundial para el año de 1995 se habría reducido a un poco más de 1.000.000 de ejemplares y para Whitehead (2002), de sólo 500.000 ejemplares. La proporción sexual normal cercana al 1 se había reducido al 0.68; es decir, a 68 machos por cada 100 hembras. Su tamaño poblacional actual en aguas chilenas se desconoce (Aguayo et al. 1998). Para el sistema de la corriente de Humboldt, Clarke et al. (1978) estimaron el tamaño de la población en unos 60.000 individuos para el año 1961. Estimaciones más recientes señalan que para todo el hemisferio sur se ha calculado una población cercana a los 950.000 animales, representando un 76% de su población original en estas mismas aguas (1.250.000 ejemplares) (Evans 1987), y de unos 144.300 individuos para las áreas localizadas al sur de la Convergencia Antártica (Kasamatsu & Joyce 1995). La mortalidad natural para los machos se ha calculado en 0.06-0.8 y para las hembras en un 0.05- 0.07 (Ralls et al. 1989).

6.- INTERACCIÓN/MORTALIDAD CON ACTIVIDADES HUMANAS

6.1.- Capturas

En América, con excepción de la caza aborigen a pequeña escala de cachalotes, en las Antillas Menores, las primeras capturas comerciales de esta especie se hicieron en Alta Mar, en el Atlántico Norte, por los

Balleneros Norteamericanos en los años de 1712. Después de la independencia de los Estados Unidos, las capturas de cachalotes se expandieron rápidamente (Rice 1989). Luego pasaron así al Océano Pacífico en 1791 y al Océano Índico en 1830. Siguió a los Norteamericanos los Balleneros Ingleses y Franceses durante un corto periodo, pero muy intenso. Los balleneros norteamericanos capturaron entre 1804 y 1876 un promedio de 3.132 animales en las aguas del Atlántico, Pacífico e Índico, sumando unos 225.521 cachalotes. En el año de 1837 capturaron el máximo registrado, 6.767 animales. El descubrimiento del petróleo en 1859 hizo caer las capturas de cachalotes y, en 1925, se hizo el último viaje exitoso de capturas de cachalotes (Jenkins 1921, Hegarty 1959). Otras capturas artesanales de cachalotes se realizaron con botes a remos y arpones lanzados a mano en las islas Azores (Clarke 1954), en Madeira (Wertebaker 1964), Antillas Menores (San Vincent) (Rathyen & Sullivan 1970), en la isla de Lamalera en las Sundas Menores (Barnes 1974).

Esta especie tiene una larga historia de explotación industrial en aguas nacionales constituyéndose en el recurso ballenero más importantes del país durante los siglos XIX (70% del total de cetáceos comerciales) y XX (75% del total de cetáceos comerciales) entre los años 1929 y 1983 para las aguas frente al litoral chileno (Aguayo-Lobo et al. 1998a). En Chile, la Compañía Juan Macaya e Hijos inicia la captura artesanal de cachalotes, en aguas del golfo de Arauco alrededor de 1880, con una pequeña instalación en la isla Santa Maria, capturando cetáceos hasta el año de 1951, cuando traslada su planta terrestre a la localidad de Chome, Talcahuano, capturando ahora cetáceos con buques cazadores a vapor y con cañón lanza arpón.

De acuerdo con las estadísticas de capturas disponibles, en las aguas de Chile continental se ha calculado una captura de unos 604 - 1812 ejemplares entre los años 1761 y 1920 (Townsend 1935), y se ha informado de la captura de unos 29.643 cachalotes entre 1929 y 1981 (Clarke 1962, Clarke et al. 1968, Martinic 1977, Clarke et al. 1978, SERNAP 1983), presentando en este último período un máximo de eficiencia entre los años 1956 y 1960 (Pastene 1982). Para las aguas adyacentes a las islas oceánicas, se ha establecido del trabajo de Townsend (1935) una captura mínima de unos 350-1.050 ejemplares desde 1761 hasta 1920.

6.2.- Interacción con pesquería y acuicultura

Interacciones con pesquerías del pez espada ha sido documentada principalmente en la zona centro-norte del país en la década de 1980 y 1990 resultando en animales capturados y muertos (Aguayo-Lobo et al. 1998a). Interacciones con la pesquería de bacalao ha sido informada en el sur del país (Salas et al. 1987, Hucke-Gaete et al. 2004, Moreno et al. 2004, González & Olavarría 2002, Cáceres et al. 2016). Se ha informado que los pescadores han utilizado armas de fuego, dinamita, carburo y arpones para ahuyentar a ejemplares de esta especie de las zonas de pesca (Aguayo-Lobo 1997, Hucke-Gaete et al. 2004).

6.3.- Colisiones con embarcaciones

No se dispone de información sobre lesiones o muertes provocadas por colisiones con embarcaciones.

7.- AMENAZAS POTENCIALES

Cualquier cambio resultante en la distribución y calidad de las presas podría conducir a cambios en el comportamiento de búsqueda de alimento, estrés nutricional y disminución de la reproducción. Además, los cambios en la temperatura y las corrientes oceánicas podrían afectar el momento de las señales ambientales importantes para la navegación.

Los impactos potenciales del cambio climático y oceanográfico pueden ser dobles:

- Disponibilidad de hábitat, donde factores como las corrientes oceánicas y el calentamiento gradual de la temperatura del agua pueden ocasionar que las áreas de hábitat actualmente utilizadas no sean adecuadas o fuerce un desplazamiento del rango de distribución más al sur a áreas subóptimas.
- Disponibilidad de alimentos, donde los cambios en el clima y los procesos oceanográficos también pueden conducir a una disminución de la productividad y diferentes patrones de distribución y disponibilidad de presas.

8.- CATEGORÍA DE CONSERVACIÓN

Nacional: “Vulnerable” (Reglamento de Clasificación de Especies (RCE), Ministerio de Medio Ambiente de Chile, 2009).

Global: “Vulnerable” (Taylor et al. 2019).

9.- REFERENCIAS

- Aguayo A., 1963. Observaciones sobre la madurez sexual del cachalote macho (*Physeter catodon* L.) capturado en aguas chilenas. Revista Biología Marina 11 (3): 99-125.
- Aguayo-Lobo, A., Torres, D. & Acevedo, J. 1998a. Los Mamíferos Marinos de Chile: I. Cetacea. Serie Científica INACH 48: 19-159.
- Aguayo-Lobo, A., Bernal, R., Olavarría, C., Vallejos, V. & Hucke-Gaete, R. 1998b. Observaciones de cetáceos realizadas entre Valparaíso e isla de Pascua, Chile, durante los inviernos de 1993, 1994 y 1995. Revista de Biología Marina y Oceanografía 33(1): 101-123.
- Barlow, J. & Cameron, G.A. 2003. Field experiments show that acoustic pingers reduce marine mammal by-catch in the California drift gill net fishery. Marine Mammal Science 19(2): 265-283.
- Barnes, R. H. 1974. Lamalerap: a whaling village in eastern Indonesia. Indonesia 17: 137 - 159.
- Best PB. 1968. The sperm whale (*Physeter catodon*) off the west coast of South Africa. 2. Reproduction in the female. Investigational Report, Division of Sea Fisheries, South Africa, No. 66: 32 pp.
- Best, PB. 1970. The sperm whale (*Physeter catodon*) off the west coast of South Africa. 5. Age, growth and mortality. Investigational Report, Division of Sea Fisheries, South Africa, No. 79: 27 pp.
- Best, P.B., Canham, P.A.S. & Macleod, N. 1984. Patterns of reproduction in sperm whales, *Physeter macrocephalus*. Reports of the International Whaling Commission Special Issue 6: 51-79.
- Cáceres, B., Aguayo-Lobo, A. & Acevedo, J. 2016. Interacciones entre las pesquerías del bacalao de profundidad, *Dissostichus eleginoides* (Nototheniidae), el cachalote y la orca en el sur de Chile: Revisión del estado de conocimiento. Anales del Instituto de la Patagonia (Chile) 44(3): 21-38.
- Clarke, R. 1954. Open boat whaling in the Azores: the history and present methods of a relic history. Discovery Rep. 26, 281 - 354.
- Clarke R. 1956. Sperm whales of the Azores. Discovery Report 28: 237-298
- Clarke R. 1962. Whale observations and whale marking off the coast of Chile in 1958 and from Ecuador towards and beyond the Galapagos Islands in 1959. Norsk Hvalfangst - Tidende, 54 (7): 265-287.
- Clarke, M.R. 1976. Observation on sperm whale diving. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 56: 809-810.
- Clarke M.R. 1980. Cephalopods in the diet of sperm whales of the Southern Hemisphere and their bearing on sperm whale biology. Discovery Rep. 37: 1- 324.
- Clarke, R., Aguayo, A. & Paliza, O. 1964. Progress report on sperm whale research in the Southeast Pacific Ocean. Norsk. Hvalfangst - Tidende. 53 (11): 297-302.
- Clarke, R., Aguayo, A. & Paliza, O. 1968. Sperm Whale of the Southeast Pacific Ocean, I and II. Hunradts Skrifter 51: 1-80.
- Clarke, R, Aguayo, A. & Basulto del Campo, S. 1978. Whale observations and whale marking off the coast of Chile 1964. Scientific Report of the Whale Research Institute, 30: 117-177.
- Clarke, R., Aguayo, A. & Paliza, O. 1980. Pregnancy rates of sperm whales in the southeast Pacific between 1959 and 1962 and a comparison with those from Paita, Peru, between 1975 and 1977. Reports of the International Whaling Commission, Special Issue 2: 151-158.
- Clarke, R., Paliza O., & Aguayo, A. 1988. Sperm whale of the Southeast Pacific Part. IV. Fatness, food and feeding. Investigations on Cetacea. 21: 53-195. Berna.
- Clarke, R., Paliza, O., & Aguayo, A. 1994. Sperm Whales of the Southeast Pacific. VI. Growth and Breeding in the male. Investigation on Cetacea (Ed. G.P. Pilleri) 25: 93-224. Berna.

- Drouot, V., Berube, M., Gannier, A., Goold, J. C., Reid, R. J. & Palsboll, P. J. 2004. A note on genetic isolation of Mediterranean sperm whales (*Physeter macrocephalus*) suggested by mitochondrial DNA. *Journal of Cetacean Research and Management* 6(1): 29-32.
- Findlay, K., Pitman, R., Tsurui, T., Sakai, K., Ensor, P., Iwakami, H., Ljungblad, D., Shimada, H., Thiele, D., Van Waerebeek, K., Hucke-Gaete, R. & Sanino, G.P. 1998. 1997/1998 IWC - Southern Ocean Whale and Ecosystem Research (IWC/SOWER) Blue Whale Cruise, Chile. Documento Técnico. IWC. Mayo de 1998. Muskat, Omán. 39 págs. (No publicado).
- Gambell R. 1972. Sperm whales off Durban. *Discovery Report* 35: 199-358.
- Gaskin DE. 1970. Composition of schools of sperm whales, *Physeter catodon* Linn., East of New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 4: 456-471.
- González, E. & Olavarría, C. 2002. Interactions between odontocetes and the artisan fisheries of Patagonian toothfish *Dissostichus eleginoides* off Chile, Eastern South Pacific. *Toothed Whale/Longline Fisheries Interactions in the South Pacific Workshop*.
- Harmer, SF. 1928. The history of whaling. *Proc. Of the Linn. Soc. of London*, 140 th Session. Págs 52-95.
- Haase, B. & Felix, F. 1994. A note on the incidental mortality of sperm whales in Ecuador. *Rep. of the Int. Whaling Commn. Special Issue* 15: 481-484.
- Hegarty, RB. 1959. Returns of whaling vessels sailing from American ports. A continuation of Alexander Starbuck's 'History of the American whale fishery', 1876-1928. Old Dartmouth Historical Society and Whaling Museum, New Bedford, MA.
- Hucke-Gaete, R., Moreno, C.A. & Arata, J. 2004. Operational interactions of sperm whales and killer whales with the Patagonian toothfish industrial fishery off southern Chile. *CCAMLR Science* 11: 127-140.
- Hucke-Gaete R, Aguayo-Lobo, A., Yancovic-Pakarati, S. & Flores, M. 2014. Marine mammals of Easter Island (Rapa Nui) and Salas y Gómez Island (Motu Motiro Hiva), Chile: a review and new records. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 42(4): 743-751.
- IUCN 2019. Sperm whale, *Physeter macrocephalus*. *Red List Category and Criteria*. 15 págs.
- Jaquet, N., Whitehead, H. & Lewis, M. 1996. Coherence between 19th century sperm whale distributions and satellite-derived pigments in the tropical Pacific. *Marine Ecology Progress Series* 145: 1-10.
- Kasamatsu, F. & Joyce, G. 1995. Current status of Odontocetes in the Antarctic. *Antarctic Science* 7(4): 365 - 379.
- Kawakami, T. 1981. A review of sperm whale food. *Sci. Rep. Whales Res. Inst. Tokyo.* 32: 199-218.
- Lyrholm, T., Leimar, O., Johanneson, B. & Gyllensten, U. 1999. Sex-biased dispersal in sperm whales: contrasting mitochondrial and nuclear genetic structure of global populations. *Proceedings of the Royal Society of London B Biological Sciences* 266: 347-354.
- Martinic, M. 1977. Antecedentes históricos sobre la caza de cetáceos en Chile. *Apéndice Anales del Instituto de la Patagonia* 8: 313-315.
- Mattews, R.H. 1938. The sperm whale, *Physeter catodon*. *Discovery Reports* 17:93-168.
- Mesnick, S. L., Taylor, B. L., Nachenberg, B., Rosenberg, A., Peterson, S., Hyde, J. & Dizon, A. E. 1999. Genetic relatedness within groups and the definition of sperm whale stock boundaries from the coastal waters off California, Oregon and Washington. *Southwest Fisheries Center Administrative Report LJ-99- 12: 10 pp.*
- Nishiwaki, N. 1972. General biology. In: S.H. Ridgway (Ed.). *Mammal of the Sea. Biology and Medicine*, pp. 3-204. Charles C. Thomas Publisher. Springfield, Illinois. 812 pp.
- Perry, S.L., DeMaster, D.P. & Silver, G.K. 1999. The great whales: History and Status of six Species Listed as Endangered Under the U.S Endangered Species Act of 1973. *Marine Fishery Review* 61: 1-74.
- Ohsumi, S. 1958. A descendent of Moby Dick, or a white sperm whale. *Scientific Reports from the Whale Research Institute* 13: 207-209.
- Ralls, K., Brownell, R.L. & Ballon, J. 1980. Differential mortality by sex and age in animals, with special reference to the sperm whale. *Reports of the International Whaling Commission (Special Issue 2)* 233-243.
- Ramírez, A.P. 1988. Comportamiento reproductivo del cachalote (*Physeter catodon* L.). *Boletín de Lima* 59: 29-32.
- Rathjen, W.F. & Sullivan, J.R. 1970. West Indies whaling. *Sea Frontiers*, 16: 130-137.
- Reeves, R.R. & Notarbartolo Di Sciara, G. 2006. The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea. IUCN. Centre for Mediterranean Cooperation. Málaga, España.
- Rendell, L. & Whitehead, H. 2003. Vocal clans in sperm whales (*Physeter macrocephalus*). *Proceedings of the Royal Society of London B Biological Sciences* B: 1-7.
- Rendell, L. & Whitehead, H. 2005a. Spatial and temporal variation in sperm whale coda vocalizations: stable usage and local dialects. *Animal Behavior* 70: 191-198.
- Rendell, L., Whitehead, H. & Coakes, A. 2005b. Do breeding male sperm whales show preferences among vocal clans of females? *Marine Mammal Science* 21(2): 317-323.
- Reynolds, J. 1839. Mocha Dick or the white whale of the Pacific. *The Knickerbocker*, 13: 377-392, New York.
- Rice, D.W. 1989. Sperm whale. *Physeter macrocephalus*. Linnaeus, 1758. In: S.H. Ridgway y H. Harrison (Eds.). *Handbook of Marine Mammals. Vol 4: 177-244. River dolphins and larger toothed whales. Academic Press.*

- Saetersdal, G., Mejía, J. & Ramírez, P. 1963. La caza de cachalotes en el Perú. Estadísticas de captura para los años 1947-1961, y un intento de analizar las condiciones de la población en el periodo de 1954-61. Bol. Inst. Invest. Rec. Mar. Callao 1: 45-84.
- Salas, R. Robotham, H. & Lizama, G. 1987. Investigación del bacalao en la VIII región de Chile. Informe técnico. Intendencia Región de Bio-Bio e Instituto Fomento Pesquero, Talcahuano Chile.
- Scott, T.M. & Sadove, S.S. 1997. Sperm whale, *Physeter macrocephalus*, sightings in the shallow shelf waters off Long Island, New York. Marine Mammal Science 13(2): 317-320.
- Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA). 1983. Anuario estadístico de pesca 1983. Subsecretaría de Pesca, Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción. Chile.
- Smith, S.C. & Whitehead, H. 1993. Variations in the feeding success and behaviour of Galápagos sperm whales (*Physeter macrocephalus*) as they relate to oceanographic conditions. Canadian Journal of Zoology 71(10): 1991-1996.
- Taylor, B.L., Baird, R., Barlow, J., Dawson, S.M., Ford, F., Mead, J.G., Notarbartolo di Sciara, G., Wade, P. & Pitman, R.L. 2019. *Physeter macrocephalus* (amended version of 2008 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T41755A160983555. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T41755A160983555.en>
- Tormosov, D.D. 1975. Kharaktere ovuliyatsii y samok kashalotov (Characteristics of ovulation in female sperm whales). In: Morshic Mlckopitayushchie (Ed. G. B. Agarkov) 2: 129-131.
- Tormosov, D.D. & Sazhinov, E.G. 1974. Brachnoe povedenie kashalotov (*Physeter catodon*) Nuptial behavior in sperm whale (*Physeter catodon*). Zool., Zh. 53: 1105-11067.
- Watkins, W. A., Moore, K.E. and Tyack, P. 1985. Sperm whale acoustic behaviors in the southeast Caribbean. Cetology, 49: 1-15.
- Whertenbaker, W. 1964. She blows, she breaches. Venture 1: 62-67.
- Whitehead, H. 2002. Estimates of the current global population size and historical trajectory for sperm whales. Marine Ecology Progress Series, 242: 295-304.
- Whitehead, H. & Arnborn, T. 1987. Social organization of sperm whales off the Galapagos Islands. February-April 1985. Canadian Journal of Zoology 65: 913-919.

4.1.1.7. DELFÍN COMÚN DE ROSTRO CORTO, *Delphinus delphis*

1.- TAXONOMÍA

Reino: Animalia

División / Phylum: Chordata

Clase: Mammalia

Orden: Cetacea

Familia: Delphinidae

Género: *Delphinus*

Nombre científico: *Delphinus delphis* Linnaeus, 1758

Subespecies: No se conocen subespecies

Nombre común (español): Delfín común de rostro corto

(inglés): Short-beaked common dolphin

2. DEFINICIÓN POBLACIONAL

El delfín común de rostro corto es la especie que presenta las mayores agrupaciones, las cuales frecuentemente pueden alcanzar más de mil individuos (Leatherwood et al. 1982). Como característica principal de la especie destaca la longitud del rostro (medida desde el inicio del melón), la cual en esta especie es menor a la distancia entre el borde anterior del ojo y el inicio del melón, respecto del delfín común de rostro largo en que estas longitudes son similares. En el cráneo de los adultos de rostro corto el rostro alcanza una longitud de a 22-28 cm, respecto de la longitud del delfín de rostro largo, que esta longitud alcanza entre 28 y 32 cm y si sobreposición (Heyning & Perrin 1994). Fuera de los caracteres anteriores las dos especies de delfines comunes se diferencian también por su tamaño, donde en el delfín común de rostro corto de California los machos presentan longitudes medias de 172-201 cm y las hembras 164-193 cm (Perrin et al. 1985), mientras que el delfín común de rostro largo los machos alcanzan 202-234 cm de longitud y las hembras 193-224 cm (Heyning & Perrin 1994). Adicionalmente, también se presentan diferencias en los patrones de coloración de ambas especies, donde en el delfín común de rostro corto el parche de coloración torácico (ubicado sobre la franja oscura de la aleta, detrás del ojo y bajo el capuchón gris oscuro dorsal) es relativamente claro, con un halo dorado o amarillento y fuertemente contrastante con el capuchón dorsal gris muy oscuro negro, frente a un parche torácico más oscuro, a veces con tonos ocráceos, y no fuertemente contrastante con un capuchón dorsal de color gris oscuro (Perrin 1972, Leatherwood et al. 1982). Ningún stock o identificación de poblaciones separado de delfín común de rostro corto ha sido descrito o sugerido.

3.- RANGO GEOGRÁFICO

3.1.- Pacífico Suroriental

En general esta especie se distribuye en forma discontinua en aguas templadas y tropicales de los Océanos Atlántico y Pacífico (Culik 2004). Sin embargo, el área real de distribución es desconocida a causa de la confusión pasada con *Delphinus capensis*. Los antecedentes existentes para esta especie indican presencia desde California a Chile central y hasta los 135°W (Rice 1998). Esta especie no ha sido confirmada para Hawaii (Culik 2004, Van Waerebeek et al. 1987).

3.2.- Aguas chilenas

Su presencia ha sido informada frente a Caleta Buena (19°45'S) (Buscaglia et al. 2020, 2021), Iquique (20°12'W; Findlay et al. 1998), y hasta los 40°47'S (Aguayo 1975). También ocurre en aguas en torno a las islas del archipiélago de Juan Fernández y Alejandro Selkirk (Cárdenas et al. 1988, 1991) y, San Félix y San Ambrosio (Aguayo 1975, Aguayo-Lobo et al. 1998). Localidades intermedias de registro son Zapallar (32°34'S (Olavarria et al. 1994 en Aguayo-Lobo et al. 1998), Punta Choros (29°15'S) (Sanino et al. 2003), Antofagasta y Caldera (23°40'S) (Guerra et al. 1987). Sin embargo, debe considerarse que con el reconocimiento de *D. capensis* como especie independiente, los registros más antiguos requieren de reconfirmación.

4.- ASPECTOS ECOLÓGICOS

4.1- Hábitat

La distribución de esta especie estaría limitada principalmente por temperaturas superficiales de mar entre 10° y 20°C (Culik 2004). Esta especie se distribuye principalmente sobre plataformas continentales profundas (normalmente sobre 180 m de profundidad) (Carwardine 1995) en asociación estrecha con la capa de dispersión sónica profunda, que representa su fuente principal de alimentación.

4.2.- Alimentación

Esta especie es ictiófaga y teutófaga, alimentándose de calamares y pequeños peces de cardumen tanto epipelágicos (sardinas y anchovetas) (Fitch & Brownell 1968, Schwarz et al. 1992) como mesopelágicos (Myctophidos, Bathylagidos) (Culik 2004).

4.3.- Reproducción

Para el Pacífico oriental se han señalado periodos de reproducción en primavera y otoño (Jefferson et al. 1993). Se estima que la gestación es de 10 a 11,7 meses y las crías miden entre 80 y 93 cm al nacer. Se describe un intervalo interparto de 1 a 3 años y se ha observado que el período de lactancia se extiende hasta los 6 meses (Perrin 2008). La madurez sexual varía bastante entre poblaciones, alcanzándose entre los 3 y 12 años en machos, y los 2 a 7 años en hembras. Aparentemente el período de gestación es de 10 a 11 meses (Jefferson et al. 2008). Se estima que viven alrededor de 30 años (Perrin 2008). Para el Pacífico sur oriental no se dispone de información.

4.4.- Migración

No hay información disponible.

5.- TAMAÑO POBLACIONAL Y TENDENCIA

Barlow (1995) ha estimado para California una población de 226.000 individuos entre la costa y 555 millas náuticas mar afuera. Para todo el Pacífico tropical oriental se ha estimado una población de 3.112.300 individuos (Evans 1994 en Culik 2004). Para el Pacífico sur oriental no hay estimaciones poblacionales; sin embargo, tal como ha señalado Aguayo et al. (1998) esta es la especie más avistada entre Valparaíso e isla de Pascua con promedio de avistamiento de 1,01 individuos/día.

6.- INTERACCIÓN/MORTALIDAD CON ACTIVIDADES HUMANAS

6.1.- Captura

No se dispone de información de captura dirigida sobre esta especie en aguas nacionales.

6.2.- Interacción con pesquería y acuicultura

IFOP mantiene registros de seis enmallamientos individuales en pesquerías industriales y artesanales del norte de Chile.

6.3.- Colisiones con embarcaciones

No se dispone de información.

6.4.- Pérdida de Hábitat / Degradación

No se dispone de información.

7.- AMENAZAS POTENCIALES

La principal amenaza mundial a esta especie es la industria pesquera, por capturas accidentales en redes de arrastre, atrapamientos en redes de cerco, de deriva, etc. Se describe como el cetáceo que más se captura en pesqueras destinadas a captura de tiburón o pez espada en Estados Unidos. En el Mediterráneo, también se describe la disminución de la disponibilidad de su presa natural causada por la sobrepesca o la degradación de su hábitat, la inmunosupresión y dificultad reproductiva provocada por contaminantes químicos y los cambios ambientales como el aumento de las temperaturas marinas que afectan la dinámica de ecosistema (Hammond et al 2008). A pesar de esto, esta especie es muy abundante en el mundo, por lo que, con excepción de la población del Mar Mediterráneo, no se considera especialmente amenazada por la actividad humana (Jefferson et al. 2008). En Chile, la contaminación provocada por la minería es una amenaza para todas las especies que se distribuyen en aguas costeras, así como la contaminación con plásticos y la contaminación acústica por diversas actividades submarinas incluyendo el uso de explosivos.

Se desconocen los impactos y las implicaciones exactas del cambio climático en los pequeños cetáceos, pero se considera que es una de las mayores amenazas actuales que enfrentan. Cualquier cambio resultante en la distribución y calidad de las presas podría conducir a cambios en el comportamiento de búsqueda de alimento, estrés nutricional y disminución de la reproducción. Además, los cambios en la temperatura y las corrientes oceánicas podrían afectar el momento de las señales ambientales importantes para la navegación.

Los impactos potenciales del cambio climático y oceanográfico pueden ser dobles:

- Disponibilidad de hábitat, donde factores como las corrientes oceánicas y el calentamiento gradual de la temperatura del agua pueden ocasionar que las áreas de hábitat actualmente utilizadas no sean adecuadas o fuerce un desplazamiento del rango de distribución más al sur a áreas subóptimas.
- Disponibilidad de alimentos, donde los cambios en el clima y los procesos oceanográficos también pueden conducir a una disminución de la productividad y diferentes patrones de distribución y disponibilidad de presas.

8.- CATEGORÍA DE CONSERVACIÓN

Nacional Chile: Preocupación menor (LC)

Global: Preocupación menor (LC) (UICN)

9.- REFERENCIAS

- Aguayo, A. 1975. Progress Report on Small Cetacean Research in Chile. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 32(7): 1123-1143.
- Aguayo-Lobo, A., Torres, D. & Acevedo, J. 1998. Los Mamíferos Marinos de Chile: I. Cetacea. Serie Científica INACH, 48:19-159.
- Barlow, J. 1995. The abundance of cetaceans in California waters: Part I. ship surveys in summer and fall of 1991. U.S. Fishery Bulletin, 93:1-14.
- Buscaglia, M., Sielfeld, W. & Aguayo Lobo, A. 2020. Distribución de delfines (Mammalia: Delphinidae) en la zona de surgencias del norte de Chile, durante 2000. Anales del Instituto de las Patagonia, Chile 48(2): 7-28.
- Buscaglia, M., Sielfeld, W. & Aguayo Lobo, A. 2021. Relative abundance and density of dolphins (Mammalia: Delphinidae) between 18 and 25°S in the Humboldt Current System. Anales del Instituto de la Patagonia, Chile.
- Cárdenas, J.C., Yáñez, J., Reyes, J.L. & van Waerebeek, K. 1991. Nuevos registros de cetáceos para el archipiélago de Juan Fernández, Chile. Bol. Museo Nacional de Historia Natural, Chile, 42: 113-120.
- Cárdenas, J.C., Yáñez, J. & van Waerebeek, K. 1988. Primeros registros de delfín manchado (*Stenella attenuata*) y delfín común (*Delphinus delphis*) para el Archipiélago de Juan Fernández, Chile. En: Resúmenes III, Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Marinos Acuáticos de América del Sur, junio 1988, Montevideo, Uruguay.
- Carwardine, M. 1995. Whales, dolphins and porpoises. Dorling Kinderley, London, 257 pp.
- Culik, B.M. 2004. Review of small cetaceans. Distribution, behaviour, migration and threats. UNAP Marine Mammal Action Plan/Regional Seas Report and Studies N° 177: 1-343.
- Fitch, J.E. & Brownell, R.L. 1968. Fish otoliths in cetacean stomachs and their importance in interpreting food habits. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 25: 2561-2574.
- Findlay, K., Pitman, R., Tsurui, T., Sakai, K., Ensor, P., Iwakami, H., Ljunblad, D., Shimada, H., Thiele, D., van Waerebeek, K., Hucke, R. & Sanino, G.P. 1998. 1997/1998 IWC-Southern Ocean Whale and Ecosystem Research (IWC-SOWER) Blue Whale Cruise, Chile. Informe Técnico, 349 pp.
- Guerra, C., van Waerebeek, K., Portflit, G. & Luna, G. 1987. Presencia de cetáceos frente a la II Región de Chile. Estudios Oceanográficos 6: 87-96.
- Hammond P.S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K., Karczmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W.F., Scott, M.D., Wang, J.Y., Wells, R.S. & Wilson, B. 2008. *Delphinus delphis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T6336A12649851.
- Heyning, J.E. & Perrin, W.F. 1994. Evidence for two species of common dolphins (Genus *Delphinus*) from the eastern North Pacific. Contributions in Science 442: 1-35.
- Leatherwood, S., Reeves, R.R., Perrin, W.F. & Evans, W.E. 1982. Whales, Dolphins and Porpoises of the Eastern North Pacific and Adjacent Arctic Waters. A guide to their Identification. NOAA Technical Report NMFS Circular 444: 244 pp.
- Perrin, W.F., Scott, M.D., Walker, G.D. & Cass, V.L.. 1985. Review of geographical stocks of tropical dolphins (*Stenella* spp. and *Delphinus delphis*) in the Eastern Pacific. 1985. NOAA Technical Report NMFS 28: IV+28 pp.
- Ross, G.J.B. 1984. The smaller cetaceans of the southeast coast of southern Africa. Annals of the Cape Provincial Museum Natural History 15(2): 173-410.
- Sanino, J.P., West, C.H., Rojas, A., Yáñez, J. & van Waerebeek, K. 2003. Estudios de restos varados de *Delphinus delphis* y primer registro documentado de neumonía focal abscedativa en Chile. Bol. Etín del Museo Nacional de Historia Natural, Chile, 52: 103-117.
- Schwarz, M., Hohn, A., Bernard, H., Chivers, S. & Peltier, K. 1992. Stomach contents of beach cast cetaceans collected along San Diego county coast of California, 1972-1991. Southwest Fisheries Science Center, Administrative Report 92-18: 33 pp.

4.1.1.8. DELFÍN COMÚN DE ROSTRO LARGO, *Delphinus capensis*

1.- TAXONOMÍA

Reino: Animalia

División / Phylum: Chordata

Clase: Mammalia

Orden: Cetacea

Familia: Delphinidae

Género: *Delphinus*

Subespecies: Ninguna

Nombre científico: *Delphinus capensis* (Gray, 1828)

Nombre común (español): Delfín común de rostro largo

(Inglés): Long-beaked common Dolphin.

2. DEFINICIÓN POBLACIONAL

Los representantes del género *Delphinus* Linnaeus, 1758 presentan una amplia distribución en aguas tropicales y templadas en todos océanos del mundo, incluyendo el Mediterráneo y el Mar Negro. Presentan entre otros aspectos, marcadas variaciones geográficas en su coloración y longitud relativa del rostro, lo que ha llevado a la descripción de 32 especies nominales (Heyning & Perrin 1994), las cuales han sido consideradas como formas intraespecíficas bajo el nombre de *Delphinus delphis* Linnaeus, 1758 (Rice 1977, Leatherwood et al. 1982). A partir de la revisión de material del Pacífico nororiental de Heyning & Perrin (1994) se ordena la sistemática del género sobre la base de dos especies válidas: Delfín común de rostro largo (*Delphinus capensis*) y delfín común de rostro corto (*D. delphis*), situación actualmente válida. Esta situación ya había sido puesta de manifiesto por Dall (1873, 1874), pero destinada por Hershkowitz (1966) y Banks & Brownell (1969). *Delphinus capensis* se caracteriza por un cuerpo esbelto, hidrodinámico, rostro largo, separado del melón; longitud total hasta alrededor de 2,5 metros, por lo general los adultos alcanzan 2,3 m de longitud; las hembras son menores a los machos; peso total hasta alrededor de 75 Kg de peso. La coloración de las especies de *Delphinus* es característica y única, distinta a todas las otras especies de delfínidos y representada por una manta dorsal gris oscura que a nivel de la aleta dorsal presenta un ángulo que se extiende hacia abajo. En los flancos destaca un color amarillento en la parte superior y blanco en la inferior, en forma de líneas y franjas. Ningún stock o identificación de poblaciones separado de delfín común de rostro largo ha sido descrito.

3.- RANGO GEOGRÁFICO

3.1.- Pacífico Suroriental

Delphinus capensis se distribuye en el Pacífico oriental incluyendo aguas costeras de California, Baja California, Golfo de California, Estado de Jalisco, las costas de Perú (Heyning & Perrin 1994) y Chile (Bernal et al. 2003, Sanino et al. 2003, Sielfeld et al. 2003).

3.2.- Aguas chilenas

La sospecha de presencia de *D. capensis* en zonas de surgencia costera del norte de Chile, fue formulada por Findlay et al. (1998) y posteriormente demostrada por Sanino et al. (2003) y Sielfeld et al. (2003) sobre la base de registros en la zona centro norte y norte de Chile. Posteriormente Buscaglia et al. (2020, 2021) agregan nuevos registros de la especie para sectores de surgencia costera de Iquique (19°-20°S), Tocopilla (21°-22°S) y El Cobre-Paposo (24°-25°S).

4.- ASPECTOS ECOLÓGICOS

4.1- Hábitat

Esta especie es fundamentalmente nerítica (Heyning & Perrin 1994, Findlay et al. 1998, Culik 2004) y asociada a aguas sobre la plataforma continental.

4.2.- Alimentación

Frente a las costas de California esta especie se alimenta de peces epipelágicos tales como *Sardinops coerulea*, *Engraulis mordax*, *Cololabis saira* y *Sarda chilensis*, y el calamar *Loligo opalescens*. En Sudáfrica se ha informado la alimentación sobre *Sardinops ocellatus*, *Engraulis capensis* y *Loligo reynaudii* (Culik 2004). Para el Pacífico suroriental no se dispone de información; sin embargo, es esperable que se alimente de especies similares, tales como *Sardinops sagax*, *Engraulis ringens*, *Scomber japonicus* y *Loligo gayi*.

4.3.- Reproducción

Por la confusión con *D. delphis* no hay información asignable a esta especie.

4.4.- Migración

Sin información.

5.- TAMAÑO POBLACIONAL Y TENDENCIA

Para aguas de California hasta 550 Km de la costa se ha estimado una población de alrededor de 9.400 individuos (Barlow 1995). Para el Pacífico Sur Oriental no existen estimaciones poblacionales.

6.- INTERACCIÓN/MORTALIDAD CON ACTIVIDADES HUMANAS

6.1.- Capturas

Por la confusión con *D. delphis* no hay reportes de capturas atribuibles a esta especie.

6.2.- Interacción con pesquería y acuicultura

No se dispone de registros publicados de interacción o mortalidad por interacción con pesquerías. Sin embargo, dado el carácter preferentemente nerítico y el consumo de peces epipelágicos constituye un factor que debe ser analizado y estudiado a futuro.

6.3.- Colisiones con embarcaciones

No se dispone de información sobre lesiones o muertes provocadas por colisiones con embarcaciones.

6.4.- Pérdida de Hábitat / Degradación

Dado que las perturbaciones humanas van más allá de la zona costera, junto al notable y creciente avance de las actividades humanas sobre el ambiente oceánico, debe esperarse por tanto una degradación del hábitat a largo plazo, especialmente con el aumento de la contaminación acústica (e.g., ruido de embarcaciones comerciales, de actividad de prospección sísmica y ejercicios navales); contaminación química (e.g., escorrentía de la agricultura terrestre, derrames de petróleo, productos de la acuicultura, emisarios submarinos, contaminantes orgánicos domiciliario e industriales, y vaciado de lastre) las cuales son transportadas por las corrientes marinas; y eventos de enredamiento (i.e., en desechos marinos, equipos de pesca que son abandonadas).

7.- AMENAZAS POTENCIALES

Se desconocen los impactos y las implicaciones exactas del cambio climático en los pequeños cetáceos, pero se considera que es una de las mayores amenazas actuales que enfrentan. Cualquier cambio resultante en la distribución y calidad de las presas podría conducir a cambios en el comportamiento de búsqueda de alimento, estrés nutricional y disminución de la reproducción. Además, los cambios en la temperatura y las corrientes oceánicas podrían afectar el momento de las señales ambientales importantes para la navegación.

Los impactos potenciales del cambio climático y oceanográfico pueden ser dobles:

- Disponibilidad de hábitat, donde factores como las corrientes oceánicas y el calentamiento gradual de la temperatura del agua pueden ocasionar que las áreas de hábitat actualmente utilizadas no sean adecuadas o fuerce un desplazamiento del rango de distribución más al sur a áreas subóptimas.
- Disponibilidad de alimentos, donde los cambios en el clima y los procesos oceanográficos también pueden conducir a una disminución de la productividad y diferentes patrones de distribución y disponibilidad de presas.

8.- CATEGORÍA DE CONSERVACIÓN

Nacional: “Datos Insuficientes” DD (Reglamento de Clasificación de Especies (RCE), Ministerio de Medio Ambiente de Chile, 2016).

Global: “Datos Insuficientes” DD (Bearzi et al. 2008)

9.- REFERENCIAS

- Banks, R.C. & Brownell, R.L. 1969. Taxonomy of the common dolphins of the eastern Pacific Ocean. *Journal of Mammalogy* 50: 262-271.
- Barlow, J. 1995. The abundance of cetaceans in California waters. Part I.- Ship surveys in summer and fall of 1991. *U.S. Fishery Bulletin* 93: 1-14.
- Bernal, R., Olavarría, C. & Moraga, R.. 2003. Occurrence and long-term residency of two long-beaked common dolphins, *Delphinus capensis* (Gray 1828), in adjacent small bays on the Chilean central coast. *Aquatic Mammals* 2003, 29.3, 396–399
- Hammond, P.S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K., Karczmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W.F., Scott, M.D., Wang, J.Y., Wells, R.S. & Wilson, B. 2008. *Delphinus capensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T6337A12663800. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T6337A12663800.en>
- Buscaglia, M., Sielfeld, W. & Aguayo-Lobo, A. 2020. Dolphin distributions (Mammalia: Delphinidae) in an upwellings zone (Chile). *Anales del Instituto de la Patagonia* 48(2): 7–28.
- Buscaglia Solé, M., Sielfeld, W. & Aguayo Lobo, A. 2021. Abundancia y densidad relativa de delfines (Mammalia: Delphinidae) entre 18° y 25°S en el Sistema de la Corriente de Humboldt, norte de Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia* 49. <https://doi.org/10.22352/AIP202149019>
- Culik, B.M. 2004. Review of small cetaceans. Distribution, behaviour, migration and threats. *Marine Mammal Action Plan/Regional Seas Report and Studies N° 177*. UNERP/CMS Secretariat, Bonn, Germany, 343 pp.
- Dall, W.H. 1873. Description of three new species of Cetacea, from the coast of California. *Proceedings of the California Academy of Sciences* 5: 12-14.
- Dall, W.H. 1874. Catalogue of the Cetacea of the North Pacific Ocean with osteological notes, and description of some new forms. In: C.M. Scammon (ed.) *The marine mammals of the north-west coast of North America, described and illustrated: Together with an account of the American whale-fishery*. John Carmany and Co., San Francisco, pp. 281-308.
- Findlay, K., Pitman, R., Tsurui, T., Sakai, K., Ensor, P., Iwakami, H., Ljungblad, D., Shimada, H., Thiele, D., van Waerebeek, K., Hucke-Gaete, R. & Sanino, G.P. 1998. 1997/1998 IWC - Southern Ocean Whale and Ecosystem Research (IWC/SOWER) Blue Whale Cruise, Chile. IWC SC/50/Rep 2. Muskat, Omán. Informe Final 39 pp.
- Hershkovitz, P. 1966. *Catalog of Living Whales*. United States National Museum, Washington D.C., Bulletin 246: 1-259.
- Heyning, J.F. & Perrin, W.F. 1994. Evidence for two species of common dolphins (Genus *Delphinus*) from the Eastern North Pacific. *Natural History Museum of Los Angeles County. Contributions in Science* N°442: 1-35.

- Leatherwood, S., Reeves, R.R. & Foster, L. 1983. The Sierra Club Handbook of Whales and Dolphins. Sierra Club Books San Francisco. Tien Wah Press Singapore, 302 pp.
- Rice, D.W. 1988. Marine mammals of the world: systematics and distribution. Society for Marine Mammalogy. Special Publication N°4: 1-16.
- Sanino, G.P., van Waerebeek, K. & Yáñez, J. 2003. Revisión de la distribución del género *Delphinus* y registros documentados de *Delphinus capensis*, en Chile. Boletín del Museo Nacional de Historia Natural, Chile, 52: 97-102.
- Siefeld, W., Aguayo, A. & Acevedo J. 2003. Primer registro osteológico de *Delphinus capensis* Gray, 1828 en la costa de Tarapacá, Norte de Chile. Museo Nacional de Historia Natural, Chile. Noticiario Mensual 352: 11-17.

4.1.1.9. CALDERÓN DE ALETA LARGA, *Globicephala melas*

1.- TAXONOMÍA

Reino: Animalia

División / Phylum: Chordata

Clase: Mammalia

Orden: Cetacea

Familia: Delphinidae

Género: *Globicephala*

Nombre científico: *Globicephala melas* (Traill, 1809)

Subespecies: Se distinguen dos subespecies, *Globicephala melas melas* que se distribuye en el Atlántico norte y *G.m. edwardsii* (Smith, 1834) que es de distribución en todo el hemisferio sur.

Nombre común (español): Calderón de aletas largas

(inglés): long-finned pilot whale

2. DEFINICIÓN POBLACIONAL

Ningún stock o identificación de poblaciones separado ha sido descrito para ambas subespecies.

3.- RANGO GEOGRÁFICO

La subespecie *G. m. melas* se distribuye en el Atlántico norte desde Groenlandia, islas Faroe, Islandia y Noruega, hasta tan al sur como Carolina del norte, islas Azores, Mauritania y Mar Mediterráneo (Rice 1998); mientras que la segunda subespecie, *G.m. edwardsii* (Smith, 1834) que es de distribución circunglobal en el hemisferio sur presenta un rango distribucional norte que alcanza en el Atlántico al norte de Sao Paulo en Brasil, la provincia del Cabo en Sudáfrica, islas Crozet y Heard, la costa sur de Australia, Nueva Zelandia, y en el Pacífico sur oriental Arica en Chile (Culik 2004). Por el sur su distribución alcanzaría hasta al menos la convergencia antártica (47°-62°S), con registros cerca de la isla Scott (67°S/179°W) y en el Pacífico central 68°S/120°W (Rice 1998).

3.1. Pacífico Suroriental

La distribución de esta especie en el Pacífico suroriental se limita a la presencia frente a la costa continental e insular oceánica de Chile (Aguayo et al 1998).

3.2.- Aguas chilenas

La distribución en aguas chilenas ha sido informada en detalle por Aguayo et al (1998) quienes indican registros sobre su presencia desde las aguas frente a Iquique (20°12'S), I Región (Findlay et al. 1988, Hucke-Gaete 1998) hasta los 62°59'S, Antártica (Aguayo-Lobo et al. 1998). En las islas oceánicas se ha informado la presencia de ejemplares solamente para las aguas de San Ambrosio (28°00'S) (Aguayo 1975). La mayor cantidad de registros como de animales avistados corresponde a las aguas de la zona sur seguida de la zona centro y norte del país (Aguayo-Lobo et al. 1998).

4.- ASPECTOS ECOLÓGICOS

4.1- Hábitat

Esta especie prefiere aguas profundas al borde de la plataforma costera (Culik 2004) según se puede inferir de los registros reportados por Aguayo et al. (1998), con preferencia por aguas profundas (Reyes 1991).

4.2.- Alimentación

Esta especie es un consumidor primario de cefalópodos, pero consume además peces gregarios y de cardumen (Jefferson et al. 1993, Desportes & Mouritsen 1993). La alimentación sería principalmente nocturna, con inmersiones de 18 minutos o más, y alcanzando profundidades de hasta 828 m (Carwardine 1995, Heide-Jørgensen et al. 2002). Entre los peces consumidos destacan para el Atlántico el bacalao, turbot, caballa, merluza común, merluza de tres aletas y toyo (Abend & Smith 1997, Olson & Reilly 2002).

4.3.- Reproducción

Las pariciones se producen aparentemente a lo largo de todo el año, pero para ambos hemisferios con un máximo en el periodo de verano (Jefferson et al. 1993). De acuerdo con la extensa recopilación de datos realizadas por Goodall & Macnie (1998) sobre esta especie en el Atlántico sur occidental, se reportan un nacimiento en octubre. y crías en marzo y abril. En el sector antártico en torno a las islas Georgia del Sur reportan un nacimiento en el mes de enero.

4.4.- Migración

Para el sector atlántico se han descrito migraciones norte sur y movimiento entre sectores costeros y oceánicos (Culik 2004), los cuales aparentemente responden en el primer caso a desplazamientos a sectores de reproducción, y en el segundo caso a desplazamientos relacionados con la presencia y migración de los stocks de cefalópodos que conforman su dieta principal (Reyes 1991).

5.- TAMAÑO POBLACIONAL Y TENDENCIA

Para el Atlántico occidental frente a Terranova se ha estimado una población de alrededor 13.000 individuos (Culik 2004); en el Atlántico nororiental entre Groenlandia, Islandia, Faroe y las islas Británicas se estimaron alrededor de 778.000 individuos (Buckland et al. 1993); y en aguas antárticas alrededor de 200.000 individuos (Kasamatsu & Joyce 1995, Bernard & Rally 1999), de las cuales alrededor de 20.000 podrían corresponder al sector antártico chileno (Aguayo-Lobo et al. 1998).

Para el Pacífico sur oriental frente a Chile se manejan distintas cifras de abundancias relativas (ind/día) obtenidas durante cruceros de observación, las cuales varían entre 3,9 a 12,1 in/día (Clarke 1962, Aguayo 1966, 1975; Aguayo-Lobo et al. 1998); sin embargo, su tamaño en aguas chilenas no es bien conocido.

6.- INTERACCIÓN/MORTALIDAD CON ACTIVIDADES HUMANAS

6.1.- Capturas

Para el Pacífico sur oriental no se dispone de información de capturas directas (Aguayo-Lobo et al. 1998), salvo el reporte aislado de un ejemplar con heridas balísticas encontrado en el Estrecho de Magallanes por Sielfeld (1993). Debe considerarse, sin embargo, que en las islas Faroe se realizan capturas regulares desde 1584, las cuales ascienden a una media anual de 850 individuos (Bloch 1998).

6.2.- Interacción con pesquería y acuicultura

Actualmente se dispone de tres registros de enmallamiento con redes artesanales de ballena piloto no identificada en aguas de Chile Central y Centro-Norte, las cuales podrían corresponder a esta especie o a *G. macrorhynchus*.

6.3.- Colisiones con buques

No se dispone de información sobre lesiones o muertes provocadas por colisiones con embarcaciones.

6.4.- Pérdida de Hábitat / Degradación

No se conocen estudios publicados que indiquen pérdida o degradación de hábitat. Sin embargo, tal como se ha reportado para otras especies de pequeños cetáceos pelágicos, se han documentado altas concentraciones de contaminantes ambientales en algunas especies de cetáceos menores. Así, por ejemplo, según Culik (2004) individuos de las islas Faroe, Francia y Reino Unido han mostrado altos niveles de DDT y PCB en sus tejidos. En individuos de las islas Faroe se han encontrado también altas concentraciones de metales pesados como cadmio y mercurio (Caurant & Amaird-Triquet 1995). Dado que las perturbaciones humanas van más allá de la zona costera, junto al notable y creciente avance de las actividades humanas sobre el ambiente oceánico, debe esperarse por tanto una degradación del hábitat a largo plazo, especialmente con el aumento de la contaminación acústica (e.g. ruido de embarcaciones comerciales, de actividad de prospección sísmica y ejercicios navales); contaminación química (e.g., escorrentía de la agricultura terrestre, derrames de petróleo, productos de la acuicultura, emisarios submarinos, contaminantes orgánicos domiciliario e industriales, y vaciado de lastre) las cuales son transportadas por las corrientes marinas; y eventos de enredamiento (e.g. en desechos marinos, equipos de pesca que son abandonadas).

7.- AMENAZAS POTENCIALES

Se desconocen los impactos y las implicaciones exactas del cambio climático en los pequeños cetáceos, pero se considera que es una de las mayores amenazas actuales que enfrentan. Cualquier cambio resultante en la distribución y calidad de las presas podría conducir a cambios en el comportamiento de búsqueda de alimento, estrés nutricional y disminución de la reproducción. Además, los cambios en la temperatura y las corrientes oceánicas podrían afectar el momento de las señales ambientales importantes para la navegación.

Los impactos potenciales del cambio climático y oceanográfico pueden ser dobles:

- Disponibilidad de hábitat, donde factores como las corrientes oceánicas y el calentamiento gradual de la temperatura del agua pueden ocasionar que las áreas de hábitat actualmente utilizadas no sean adecuadas o fuerce un desplazamiento del rango de distribución más al sur a áreas subóptimas.
- Disponibilidad de alimentos, donde los cambios en el clima y los procesos oceanográficos también pueden conducir a una disminución de la productividad y diferentes patrones de distribución y disponibilidad de presas.

8.- CATEGORÍA DE CONSERVACIÓN

Nacional: "Datos Insuficientes" (Reglamento de Clasificación de Especies (RCE), Ministerio de Medio Ambiente de Chile, 2008).

Global: "Preocupación menor" (IUCN).

9.- REFERENCIAS

- Abend, A.G. & Smith, T.D. 1997. Differences in stable isotope ratios of carbon and nitrogen between long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) and their primary prey in the Western North Atlantic. *Ices Journal of Marine Science* 54: 500-503. 1966
- Aguayo L., A. 1975. Progress report on small cetacean research in Chile. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32(7): 1123-1143.
- Aguayo-Lobo A., Torres, D. & Acevedo, J. 1998. Los Mamíferos Marinos de Chile: I. Cetacea. Serie Científica INACH 48: 19-159.
- Bernard, H.J. & Reilly B. 1999. *Globicephala* Lesson, 1828. In: Ridgway, S.H. & Harrison, S.R. (eds.), *Handbook of Marine Mammals*, Vol 6: The second book of dolphins and porpoises. Pp. 245-280.
- Bloch, D. 1998. A review of Faroese Mammals observed, caught or stranded over the last two centuries in Faroese Waters. *Shetland Sea Mammal Report 1997*: 15-37.
- Bloch, D., Desportes, G., Mouritsewn, R., Skaaning, S. & Stefansson, E. 1993. An introduction to the ecology and status of the long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) off the Faroe Islands. 1986-1988. Report of International Whaling Commission 14: 1-32.
- Buckland, S.T., Bloch, D., Cattanaich, K.L., Gunnlaugsson, T., Hoydal, K., Lens, S. & Siguriosson, J. 1993. Distribution and abundance of long-finned pilot whales in the North Atlantic, estimated from NASS-1987 and NASS-89 data. Report of International Whaling Commission 14: 33-50.
- Carwardine, M. 1955. *Whales, Dolphins and Porpoises*. Dorling Kindersley, London, UK. 257 pp.
- Caurant, F. & Amaird-Triquet, C.. 1995. Cadmium contamination in pilot whales *Globicephala melas*: source and potential hazard to the species. *Marine Pollution Bulletin* 30: 207-210.
- Clarke, R. 1962. Whale observations and whale marking off the coast of Chile in 1958 and from Ecuador towards and beyond the Galapagos Islands in 1959. *Norsk Hvalfangst-Tidende* 54(7): 265 - 287.
- Culik, B.M. 2004. Review of Small Cetaceans. Distribution, Behaviour, Migration and Threats. *Marine Mammal Action Plan Regional Seas Report and Studies N° 177*. UNERP/CMS Secretariat, Bonn, Germany, 343 pp.
- Desportes, G. & Mouritsen, R.. 1993. Preliminary result on their diet of long-finned pilot whales off the Faroe Islands. Report of International Whaling Commission 14: 305-324.
- Findlay, K., Pitman, R., Tsurui, T., Sakai, K., Ensor, P., Iwakami, H., Ljungblad, D., Shimada, H., Thiele, D., van Waerebeek, K., Hucke, R. & Sanino, G.P. 1998. 1997/1998 IWC - Southern Ocean Whale and Ecosystem Research (IWC/SOWER) Blue Whale Cruise, Chile. IWC SC/50/Rep 2. Muskat, Omán. Informe Final 39 pp.
- Heide-Jørgensen, M.O., Bloch, D.F., Stefansson, E., Mikkelsen, B., Ofstad, L.H. & Dietz, R. 2003. Diving behavior of long-finned pilot whales *Globicephala melas* around the Faroe Islands. *Wildlife Biology* 8: 307-313.
- Hucke-Gaete, R. 1998. Crucero de Investigación sobre la ballena azul en aguas chilenas (1997/98) IWC/SOWER: Informe de Terreno. Observador Científico embarcado en el "Shonan-maru". Enviado a Subsecretaría de Pesca, Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción, Chile. 41 pp.
- Hucke-Gaete, R. 2000. Review on the conservation status of small cetaceans in southern South America. UNEP/CMS Secretariat, Bonn, Germany, 23 pp.
- Goodall, R.N.P. & Macnie, S.V.. 1998. Sightings of pilot whales off South America south of 30°S: A review of data to 1988. Report of International Whaling Commission 48:565-579.
- Jefferson, T.A., Leatherwood, S. and Weber, M.A. 1993. *FAO Species identification guide. Marine Mammals of the World*. UNEP/FAO Rome, 320 pp.
- Olson, P.A. & Reilly, S.B. 2002. Pilot whales- *Globicephala melas* and *G. macrorhynchus*. In: Perrin, W.F., B. Würsig & J.G.M. Thewissen (eds.) *Encyclopedia of marine mammals*. Academic Press, San Diego, pp. 898-903.
- Reyes, J.C. 1991. The conservation of small cetaceans: a review. Report prepared for the Secretariat of the Convention of Migratory Species of Wild Animals. UNEP/CMS Secretariat Bonn.
- Rice, D.W. 1988. *Marine mammals of the world: systematics and distribution*. Society for Marine Mammalogy. Special Publication Nr. 4. 234 pp.

4.1.1.10. CALDERÓN DE ALETA CORTA, *Globicephala macrorhynchus*

1.- TAXONOMÍA

Reino: Animalia

División / Phylum: Chordata

Clase: Mammalia

Orden: Cetacea

Familia: Delphinidae

Género: *Globicephala*

Nombre científico: *Globicephala macrorhynchus* Gray, 1846

Subespecies: No se distinguen subespecies.

Nombre común (español): Calderón de aletas cortas

(inglés): short-finned pilot whale

2. DEFINICIÓN POBLACIONAL

Ningún stock o identificación de poblaciones separado ha sido descrito para la especie.

3.- RANGO GEOGRÁFICO

3.1. *Pacífico Suroriental*

La distribución de esta especie es poco conocida, pero probablemente panglobal en aguas tropicales y templadas, alcanzando en el Pacífico hasta Hokaido (43°N; 142°E) (Culik 2004). El límite distribucional sur es deficientemente documentado, por su confusión con el calderón de aleta larga (*G. melas*).

3.2.- *Aguas chilenas*

La distribución en aguas chilenas se ha informado a través de 4 ejemplares varados desde Paso Malo (21°01'58''S.), Región de Antofagasta (Guerra et al. 1987) hasta el sur de Caldera (27°29'S.), Región de Atacama (Brito 1992) y, el avistamiento de un grupo de 20 animales en el archipiélago de Juan Fernández (Niada et al. en Aguayo et al. 1998). Findlay et al. (1998) informa para la zona norte del país de un avistamiento de 20 identificados como *Globicephala* spp., probablemente correspondientes a *G. macrorhynchus*. Esta observación es también consecuente con los avistamientos comunicados por Buscaglia et al. (2020, 2021) entre 18°30'S-19°S frente a Arica y 22°-24°S frente a la península de Mejillones, siendo este último sector el más importante.

4.- ASPECTOS ECOLÓGICOS

4.1- *Hábitat*

Esta especie prefiere aguas profundas al borde de la plataforma costera, sobre cañones submarinos (Carwadine 1955). Esto concuerda en gran medida con las observaciones de Buscaglia et al. (2020, 2021), donde los avistamientos se concentran sobre aguas profundas asociadas a la fosa Chile-Perú frente a la península de Mejillones.

4.2.- *Alimentación*

La información existente indica consumo de peces pelágicos, pero fundamentalmente calamares (Hacker 1992), lo cual también es consistente con el tipo de hábitat de aguas profundas que caracteriza a esta especie.

4.3.- Reproducción

Culik (2004) señala periodos de parición en el hemisferio sur durante primavera y otoño. En el hemisferio norte varía según stocks poblacionales (Jefferson et al. 1993).

4.4.- Migración

Los registros sobre presencia de esta especie para California y Japón indican una estacionalidad relacionada con las épocas y sectores de desove de cefalópodos (jibias y calamares) (Culik 2004). Además, Bernard & Reilly (1999) encontraron que durante el invierno esta especie prefiere aguas menos profundas (< 400 m) y más profundas (≥ 800 m). No hay información disponible para el Pacífico Sur Oriental.

5.- TAMAÑO POBLACIONAL Y TENDENCIA

Para el hemisferio norte destaca la estimación de 7.700 individuos en el Mar de Sulu (Dolar 1999). Bernard & Reilly (1999) señalan 5.300 individuos para un stock del norte y 53.000 individuos para un stock del sur. Para el Pacífico tropical se han calculado un tamaño poblacional de alrededor de 160.000 individuos, y en el Pacífico oriental frente a California de 200- 4000 individuos (Culik 2004). Para el Pacífico Sur Oriental no existen estimaciones poblacionales (Aguayo-Lobo et al. 1998).

6.- INTERACCIÓN/MORTALIDAD CON ACTIVIDADES HUMANAS

6.1.- Capturas

No se dispone de información de capturas directas pasadas (Aguayo-Lobo et al. 1998) o actuales.

6.2.- Interacción con pesquería y acuicultura

Actualmente se dispone de un registro confirmado de enmallamiento en redes artesanales en Chile Centro-Norte durante 2015, así como tres registros adicionales de ballena piloto no identificada enmalladas en aguas de Chile Central y Centro-Norte, las cuales podrían corresponder a esta especie o a *G. melas*.

6.3.- Colisiones con embarcaciones

No se dispone de información sobre lesiones o muertes provocadas por colisiones con embarcaciones.

6.4.- Pérdida de Hábitat / Degradación

No se conocen estudios publicados que permitan inferir que esta especie puede tener pérdida o degradación de hábitat; sin embargo, en otras especies de pequeños cetáceos pelágicos se han documentado altas concentraciones de contaminantes ambientales (O'Shea et al. 1980). No obstante, es conocido que las perturbaciones humanas van más allá de la zona costera, y por tanto, pueden degradar el hábitat a largo plazo, especialmente con el aumento de la contaminación acústica (i.e., ruido de embarcaciones comerciales, de actividad de prospección sísmica y ejercicios navales); contaminación química (i.e., escorrentía de la agricultura terrestre, derrames de petróleo, productos de la acuicultura, emisarios submarinos, contaminantes orgánicos domiciliario e industriales, y vaciado de lastre) las cuales son transportadas por las corrientes marinas; y eventos de enredamiento (i.e., en desechos marinos, equipos de pesca que son abandonadas).

7.- AMENAZAS POTENCIALES

Se desconocen los impactos y las implicaciones exactas del cambio climático en los pequeños cetáceos, pero se considera que es una de las mayores amenazas actuales que enfrentan. Cualquier cambio resultante en la distribución y calidad de las presas podría conducir a cambios en el comportamiento de búsqueda de alimento, estrés nutricional y disminución de la reproducción. Además, los cambios en la temperatura y las corrientes oceánicas podrían afectar el momento de las señales ambientales importantes para la navegación.

Los impactos potenciales del cambio climático y oceanográfico pueden ser dobles:

- Disponibilidad de hábitat, donde factores como las corrientes oceánicas y el calentamiento gradual de la temperatura del agua pueden ocasionar que las áreas de hábitat actualmente utilizadas no sean adecuadas o fuerce un desplazamiento del rango de distribución más al sur a áreas subóptimas.
- Disponibilidad de alimentos, donde los cambios en el clima y los procesos oceanográficos también pueden conducir a una disminución de la productividad y diferentes patrones de distribución y disponibilidad de presas.

8.- CATEGORÍA DE CONSERVACIÓN

Nacional: “Datos Insuficientes” (Reglamento de Clasificación de Especies (RCE), Ministerio de Medio Ambiente de Chile, 2008).

Global: “Preocupación menor”.

9.- REFERENCIAS

- Aguayo-Lobo, A., Torres, D. & Acevedo, J.. 1998. Los Mamíferos Marinos de Chile: I. Cetacea. Serie Científica INACH 48: 19-159.
- Bernard, H.J. & Reilly, B.. 1999. *Globicephala* Lesson, 1828. In: Ridgway, S.H. & Harrison, S.R. (eds.) Handbook of Marine Mammals, Vol 6: The second book of dolphins and porpoises. Pp. 245-280.
- Brito, J.L. 1992. Segundo registro de *Globicephala macrorhynchus* Gray, 1846, para la costa chilena. Estudios Oceanológicos 11: 85-90.
- Buscaglia, M., Sielfeld, W. & Aguayo-Lobo, A. 2020. Dolphin distributions (Mammalia: delphinidae) in an upwelling zone (Chile). Anales del Instituto de la Patagonia 48(2): 7-28.
- Buscaglia, M., Sielfeld, W. & Aguayo Lobo, A. 2021. Abundancia y densidad relativa de delfines (Mammalia: Delphinidae) entre 18° y 25°S en el Sistema de la Corriente de Humboldt, norte de Chile. Anales del Instituto de la Patagonia 49VOL??: PAGINAS. <https://doi.org/10.22352/AIP202149019>
- Carwardine, M. 1955. Whales, Dolphins and Porpoises. Dorling Kindersley, London, UK. 257 pp.
- Culik, B.M. 2004. Review of small cetaceans. Distribution, behaviour, migration and threats. Marine Mammal Action Plan/Regional Seas Report and Studies N° 177. UNERP/CMS Secretariat, Bonn, Germany, 343 pp.
- Dolar, M.L. 1999. Abundance, distribution and feeding ecology of small cetaceans in the Eastern Sulu Sea and Tañon Strait, Philippines. PhD Tesis University of California San Diego, USA.
- Findlay, K., Pitman, R., Tsurui, T., Sakai, K., Ensor, P., Iwakami, H., Ljungblad, D., Shimada, H., Thiele, D., van Waerebeek, K., Hucke, R. & Sanino, G.P. 1998. 1997/1998 IWC - Southern Ocean Whale and Ecosystem Research (IWC/SOWER) Blue Whale Cruise, Chile. IWC SC/50/Rep 2. Muskat, Omán. Informe Final 39 pp.
- Guerra, C., van Waerebeek, K., Portflit, G. & Luna, G. 1987. The short finned pilot whale *Globicephala macrorhynchus* Gray, 1846, the first record for Chile. Estudios Oceanológicos 6: 97-102.
- Hacker, S.E. 1992. Stomach contents of four short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) from the Southern California Bight. Marine Mammal Science 8: 76-81.
- Jefferson, T.A., Leatherwood, S. & Weber, M.A. 1993. FAO Species identification guide. Marine Mammals of the World. UNEP/FAO Rome, 320 pp.

4.1.1.11. TURSIÓN, *Tursiops truncatus*

1. TAXONOMÍA

Reino: Animalia

División / Phylum: Chordata

Clase: Mammalia

Orden: Cetartiodactyla

Familia: Delphinidae

Género: *Tursiops*

Nombre científico: *Tursiops truncatus* (Montagu 1821)

Subespecies: Tres subespecies están actualmente reconocidas por el Comité de Taxonomía de la Sociedad de Mastozoología Marina (2017), y una reevaluación reciente de la taxonomía de *Tursiops* en todo el mundo realizada por la Comisión Ballenera Internacional confirmó su validez (IWC 2018). Estas subespecies delfín nariz de botella del mar Negro (*T. t. ponticus* Barabash-Nikiforov, 1940), el delfín nariz de botella de Lahille (*T. t. gephyreus*) (Lahille, 1908), una forma más grande en las aguas costeras del oeste del Océano Atlántico Sur, y la subespecie nominal que incluye a los delfines nariz de botella comunes restantes en todo el mundo (*T. t. truncatus* (Montagu, 1821).

Nombres comunes (español): delfín nariz de botella, tursión.

(inglés): Bottlenose dolphin.

Nota taxonómica: Actualmente, se considera que el género *Tursiops* está compuesto por dos especies: *T. truncatus* (delfín nariz de botella común) y *T. aduncus* (el delfín nariz de botella más pequeño del Indo-Pacífico). La taxonomía de los delfines nariz de botella es confusa debido a la variación geográfica y adaptación que tiene a condiciones locales, y es muy posible que se reconozcan especies adicionales en el futuro.

2. DEFINICIÓN POBLACIONAL

El delfín nariz de botella común tiene una distribución mundial en latitudes tropicales y templadas, pero exhibe una gran capacidad para adaptarse a las condiciones locales, una estructura social compleja y una fuerte fidelidad al sitio que da como resultado una división considerable del hábitat en toda su área de distribución. Aparentemente *T. truncatus* puede haberse adaptado una o varias veces a diferentes condiciones ambientales dando como resultado varias formas diferentes o "ecotipos" (Tezanos-Pinto et al. 2009). En el Atlántico Norte, por ejemplo, Duffield et al. (1983) describieron dos ecotipos de *T. truncatus* basados en perfiles hematológicos y distribución: "oceánicos" y "costeros". Estudios posteriores confirmaron este hallazgo con líneas independientes de evidencia de morfología, genética, carga de parásitos y dieta (Hersh et al. 1990, Hoelzel et al. 1998, Natoli et al. 2004). En muchas regiones del mundo, sin embargo, no hay evidencia suficiente para distinguir entre el uso diferencial del hábitat por parte de los individuos y la verdadera especialización en ecotipos de linajes genéticos particulares de delfines nariz de botella. Se han documentado distintas poblaciones parapátricas (adyacentes) en el Atlántico noroccidental (Duffield et al. 1983, Hersh et al. 1990, Hoelzel et al. 1998, Torres et al. 2003, Natoli et al. 2004), y en menor medida en el Pacífico Norte Oriental (ENP), el Golfo de California (Segura et al. 2006), así como a lo largo de la costa occidental de América del Sur (Van Waerebeek et al. 1990, Sanino et al. 2005). En efecto, estudios preliminares del delfín nariz de botella del Pacífico Sur oriental definieron ecotipos marinos y costeros en Perú basado en la morfología craneal y dental (Van Waerebeek et al. 1990). Estos autores encontraron diferencias craneales distintivas entre ecotipos oceánicos y

costeros, así como claras diferencias en dietas y cargas de parásitos helmintos, lo que sugería poblaciones aisladas reproductivamente.

Estudios posteriores, indican que los delfines nariz de botella de la oceánicos de Perú y Chile probablemente forman una única población amplia, mientras que los delfines costeros, particularmente el pod-R residentes de las isla Chañaral e isla Choros, mostraron diferencias genéticas significativas con todos los demás grupos, incluyendo los delfines oceánicos frente a las costas de Chile (Sanino et al. 2005). Van Waerebeek et al. (2017) realizaron una revisión de las cinco poblaciones propuestas (dos en alta mar u oceánicas y 3 costeras), dejando en claro las incertidumbres filogenéticas que se relacionan principalmente con los ecotipos oceánicos y costeros y fronteras biogeográficas: el stock de Colombia-Ecuador Stock en alta mar (probablemente = ETP Offshore), Perú-Chile Offshore, Ecuador Coastal, Perú Costero y una comunidad única (Pod-R) en la costa centro-norte de Chile. Estos autores sugieren que el Pod-R sería el más meridional (29°15'S) y la única forma costera confirmada en aguas chilenas. Los delfines nariz de botella que transitan regularmente cerca de la costa en las regiones de Los Lagos y Aysén (Patagonia chilena) y ocasionalmente ingresan a fiordos profundos, presentan un morfotipo oceánico (offshore). Otras dos áreas costeras en Chile donde se han documentado delfines nariz de botella durante décadas son en el tramo de costa de 60 km con centro en Valparaíso/Laguna Verde (33°10'S) en Chile central, y una segunda en un tramo de 190 km alrededor de la península de Mejillones (23°10'S) en norte de Chile, que albergarías animales oceánicos, no costeros. No obstante lo anterior, Van Waerebeek et al. (2017) también sugieren que el rango de distribución sur del morfotipo costero verdadero de delfines nariz de botella del Pacífico Sur oriental sigue siendo desconocida, y que frente a Chile, la distancia a la costa no sería un indicador confiable para definir el ecotipo. En efecto, los delfines nariz de botella de Patagonia deben ser evaluados con certeza a nivel de stock, así como evaluaciones de distribución y abundancia que permitan recomendaciones de manejo adecuadas (Sanino & Van Waerebeek 2008).

3. RANGO GEOGRÁFICO

3.1. Pacífico Suroriental

El delfín nariz de botella es una especie cosmopolita, distribuida en océanos tropicales y templados de todo el mundo (Leatherwood & Reeves 1990).

3.2.- Aguas chilenas

En Chile se describe su presencia desde Arica (18°29'S) hasta el Estrecho de Magallanes (53°22'S) (Aguayo-Lobo et al. 1998, 2006; Olavarria et al. 2010), incluyendo las islas San Félix y San Islas Ambrosio, archipiélago de Juan Fernández, islas Sala y Gómez e isla de Pascua (Aguayo-Lobo 1975, Aguayo-Lobo et al. 1998). A pesar de este amplio rango de distribución continua, los reportes de largo plazo sobre la presencia de esta especie está restringida la Isla Choros e Isla de Chañaral (29°S) en la costa centro-norte de Chile, donde una población residente ha sido significativamente documentada y estudiada (Capella et al. 1999, Santos-Carvalho et al. 2015, 2018; Van Waerebeek et al. 2017, Pérez-Alvarez et al. 2018). No obstante, a mayor esfuerzo de observación, otras áreas han comenzado a tener un número importante de avistamientos, como es en la costa central (Díaz-Aguirre et al. 2009) y Patagonia (Sanino & Van Waerebeek 2008, Olavarria et al. 2010, Viddi et al. 2010, Hucke-Gaete et al. 2021). Dada la escases de registros para esta especie en el área entre las regiones de Los Lagos/Aysén y Magallanes (45°S a 53°S) en el Pacífico Sur oriental a lo largo de la costa chilena, y la posible proximidad geográfica de los delfines observados en Magallanes con la población del Atlántico Sur occidental al sur de la costa de Argentina (Goodall et al. 2011), es probable que estos delfines provengan de poblaciones atlánticas.

4. ASPECTOS ECOLÓGICOS

4.1. Hábitat

Dada su amplia distribución, los delfines nariz de botella se encuentran en una amplia gama de hábitats, desde aguas costeras hasta aguas pelágicas. A partir de los distintos ecotipos reconocidos, la forma costera frecuenta estuarios, bahías, lagunas y otras regiones costeras poco profundas, y ocasionalmente llega hasta los ríos. La forma en alta mar tiende a ser menos restringida en rango y movimiento. Algunos delfines nariz de botella comunes son residentes alrededor de las islas oceánicas. Para Chile, el ecotipo costero pod-R de las Islas Chañaral, Damas y Choros, habita áreas adyacentes a surgencia que son biológicamente productivas (Thiel et al. 2007, Montecino & Lange 2009), y a pesar de la cercanía a la costa, el hábitat consiste en aguas principalmente profundas.

Para el caso del ecotipo oceánico que se aventura a la costa, el hábitat generalmente explorado por los delfines nariz de botella se caracteriza ser una costa escarpada con aguas profundas cerca de la costa, localmente con un fuerte afloramiento costero que favorece una alta productividad y concentración de presas (Van Waerebeek et al. 2017). Esto se explica a que el límite continental de la Fosa de Atacama frente al norte y centro-norte de Chile deja una franja o plataforma extremadamente estrecha. Van Waerebeek et al. (2017) sugieren que los delfines nariz de botella observados en los fiordos, canales y bahías de la Patagonia, tendrían un “uso temporal” de esos hábitats costeros, puesto que estos sistemas imitan las aguas de pendiente (como las encontradas en el norte y centro de Chile) debido a su gran profundidad, las cuales puede alcanzar varias decenas de metros en los canales principales, y varias decenas de metros incluso en los canales más pequeños. Los fiordos pueden proporcionar refugio de las aguas tormentosas del Pacífico Sur, así como de abundantes presas, asociadas con los numerosos ríos y estuarios y los procesos oceanográficos de fina escala de la región (Iriarte et al. 2017).

4.2. Alimentación

Dada la plasticidad de hábitat que utiliza esta especie, la dieta de los delfines nariz de botella han sido descritas a partir de muchas regiones (Barros & Odell 1990). Gran variedad de especies de peces y/o calamares constituye la mayor parte de la dieta (Walker 1981, Barros & Wells 1998, García-Godos et al. 2004, 2007; Hernandez-Milian et al. 2015, Pereira et al. 2020), y según resumido en Well & Scott (2018), estos delfines parecen tener una preferencia consistente por peces sciaenidos (especies de corvina), escombridos (atunes, albacoras) y mugilidos (lisa). En algunas regiones, se describe que los delfines nariz de botella prefieren peces que producen ruido, presumiblemente porque el sonido ayuda a los delfines a localizarlas (Berens McCabe et al. 2010).

Entre los ecotipos costero y oceánicos, se han encontrado diferencias en las dietas en base a contenidos estomacales y alimentación (Walker 1981, Pereira et al. 2020) y diferencias morfológicas del cráneo (Perrin et al. 2011). Estos autores indican que las diferencias de morfología craneal están asociadas con la alimentación. Para el ecotipo costero, le menor número de dientes, pero más grandes, el rostrum más robusto, cóndilo mandibular más grande y fosa temporal más grande, sugeriría que puede alimentarse de presas más grandes y duras que el ecotipo oceánico. Las diferencias entre las formas en otras características del cráneo pueden reflejar diferencias en el comportamiento de buceo y la producción de sonido. Estas diferencias morfológicas entre los dos ecotipos indican una adaptación evolutiva a diferentes ambientes. Aparentemente, dentro de una población, los delfines nariz de botella pueden parecer ser generalistas, pero los individuos dentro la población puede mostrar algún grado de especialización (Rossman et al. 2015). Así mismo, existe evidencia sobre diferencias de alimentación entre macho y hembras (Hernandez-Milian et al. 2015).

Para las poblaciones de delfines en la costa del Pacífico Sur Oriental, análisis hechos en Perú de contenido estomacal, sugieren que los delfines nariz de botella oceánicos depredan principalmente sobre *Lampanyctus sp.* (mictófidios), barracuda *Sphyræna sp.* y sardina *Sardinops sagax* (García-Godos et al.

2007). Estos autores sugieren que dada la diversidad de dieta los cambios temporales en las principales presas apuntan a una estrategia de alimentación oportunista, y aprovechan la mayor disponibilidad local de cardúmenes de peces epipelágicos y mesopelágicos. Por otro lado, en tanto, Van Waerebeek et al. (1990) indican que la presa más común, en términos de presas totales y frecuencia de ocurrencia es la anchoveta peruana (*Engraulis ringens*), calamar patagónico (*Loligo gahi*), sardina del pacífico (*Sardinops sagax*) y cachema (*Cynoscion analis*). En la costa de Chile central, Laguna Verde, los delfines han sido observados en alimentación superficial, posiblemente sobre especies de peces neríticos (Díaz-Aguirre et al. 2009).

4.3.- Reproducción

Si bien no existen estudios específicos sobre la reproducción de esta especie en Chile, los nacimientos parecen ser fuertemente estacionales con el aumento de la latitud en las poblaciones de delfines nariz de botella (Haase & Schneider 2001). No obstante, y dada la amplia distribución de esta especie en todos los océanos, los nacimientos de cachorros de *T. truncatus* ocurren a lo largo de todo el año en latitudes bajas, con uno o más máximos (Felix 1994), pero en general se hipotetiza que esta variación o estacionalidad en los partos es presumiblemente debido a cambios en la temperatura del agua, la disponibilidad de presas y el riesgo de depredación (Wells & Scott 2018, Blasi et al. 2020). En efecto, Urian et. al (1996) sugieren que las adaptaciones a las condiciones ambientales locales tienen la mayor influencia en la estacionalidad de la reproducción en las poblaciones de delfines nariz de botella. Las crías nacen principalmente cuando la temperatura del agua es mayor al promedio y el alimento es significativamente más abundante, principalmente en los meses de primavera y verano (Haase & Schneider 2001, Fruet et al. 2015, Robinson et al. 2017, Baker et al. 2017, Blasi et al. 2020).

En Chile, las crías se han observado durante todo el año en la costa central (Díaz-Aguirre 2011), durante el verano y otoño en la zona norte de la distribución (Canto et al. 1992) y también en Patagonia (Centro Ballena Azul/UACH, datos no publicados).

Las hembras suelen alcanzar la madurez sexual y física antes que los machos, lo que provoca dimorfismo sexual en algunas regiones. La edad de madurez sexual varía según la región, pero en general, las hembras suelen alcanzar la madurez sexual entre los 5 y los 13 años (Wells & Scott 2018). Las crías nacen después de un período de gestación de aproximadamente 12 meses (O'Brien & Robeck 2012) con una longitud de aproximadamente 84 a 140 cm, según la región geográfica.

Las madres y crías pueden permanecer juntas hasta seis años (Scott et al. 1990), y la separación a menudo coincide con el nacimiento de la siguiente cría (Wells & Scott 2018). Las hembras dan a luz cada 3 o 4 años (Robinson et al. 2017, Baker et al. 2017), mientras que la lactancia dura entre 1.5 y 3 años aproximadamente (Felix 1994, Robinson et al. 2017, Baker et al. 2017).

4.4.- Migración

A nivel global, se sabe que los delfines nariz de botella costeros exhiben un amplio espectro de tipos de movimientos, que incluyen migraciones estacionales, rangos de distribución permanentes durante todo el año, y una combinación de movimientos ocasionales de largo alcance y residencia local, mientras que para los delfines oceánicos se sabe mucho menos (Wells & Scott 2018). En algunos lugares, los delfines costeros que viven en latitudes altas de su área de distribución pueden migrar estacionalmente (Taylor et al. 2016). Información a la fecha indica que los movimientos de mayor escala incluyen cambios de rangos de más de 600 km en respuesta aparente a un evento de aguas cálidas de El Niño (Wells et al. 1990), dispersión de más de 1.200 km desde el Este de Escocia a Irlanda (Robinson et al. 2012), y un viaje de ida y vuelta de 600 km para varios delfines identificables en Argentina (Würsig & Würsig 1979). Se han informado movimientos diarios promedio de 33 a 89 km, monitoreados a través de distancias de viaje de hasta 4200 km, para delfines nariz de botella en aguas de alta mar (Wells & Scott 2018).

Para Chile, en tanto, no se dispone de información de migración para la especie.

5. TAMAÑO POBLACIONAL Y TENDENCIA

Se ha estimado la abundancia de delfines nariz de botella comunes en varias partes del área de su distribución. Sumando las estimaciones disponibles, una estimación mínima de la abundancia mundial es de 750.000 animales, reconociendo que la mayor parte del área de distribución de la especie no ha sido estudiada para la estimación de la abundancia, y algunas de las estimaciones incluidas en la suma están desactualizadas (Wells et al. 2019). Para algunas zonas de la costa Atlántica de América del Sur, se estimaron 83 (IC 95% = 73 a 112) delfines nariz de botella comunes en Bahía San Antonio, Argentina en 2006-2008 (Vermeulen & Cammareri 2009). Más al sur en la Patagonia, en el Golfo San José y áreas adyacentes, la abundancia del delfín nariz de botella común ha disminuido desde la década de 1970 de al menos 53 a 34 delfines (CV = 0,20) y se han observado cambios de distribución (Coscarella et al. 2012). En Chile no hay estimaciones de abundancia para esta especie a nivel nacional. Solo se indica la presencia de 40 a 45 delfines residentes (pod R) en las aguas de las Islas Chañaral, Damas y Choros (González et al. 1989, Thomas 2005; Toro et al. 2021).

6. INTERACCIÓN/MORTALIDAD CON ACTIVIDADES HUMANAS

6.1.- Capturas

Al ser una especie muy cosmopolita, los delfines nariz de botella comunes fueron extensivamente cazados en muchas regiones. Si bien la cacería ha disminuido, aun son capturados en algunas áreas, como en las Islas Faroe, Perú, San Vicente, Sri Lanka, Japón, Indonesia y África occidental, para el consumo humano y como cebo en la pesca (Wells & Scott 2018). Además de haber sido objeto de capturas en pesquerías o para consumo humano, alrededor de 1.500 delfines nariz de botella fueron capturados en las aguas de los Estados Unidos, México y las Bahamas en 1980 para exhibición, investigación o aplicaciones militares en muchas partes del mundo (Leatherwood & Reeves 1982). En efecto, según un estudio del Marine Fisheries National Service de junio de 2016, 37 instalaciones de EE. UU. tenían 487 delfines nariz de botella; además, varios cientos de delfines nariz de botella fueron retenidos en al menos otros 16 países (Wells & Scott 2018).

6.2.- Interacción con pesquería y acuicultura

Se han informado capturas incidentales de para una serie de pesquerías, incluidas las pesquerías de cerco para atunes, sardinas y anchovetas, y en redes de arrastre de camarones y redes de enmalle para una variedad de peces (Noke & Odell 2002, Di Tullio et al. 2015, Wells & Scott 2018, Revuelta et al. 2018). Para el Pacífico Sur Oriental, la mayor parte de la información sobre capturas incidentales proviene de las costas e interacciones con las pesquerías de Perú (Read et al. 1988; Van Waerebeek et al. 1997, Majluf et al. 2002, Mangel et al. 2010, Alfaro-Shigueto et al. 2010). La información de capturas para Chile está desactualizada o escasa, con algunos pocos reportes descritos para las pesquerías del norte de Chile principalmente (Aguayo-Lobo et al. 1998). Observaciones recientes, indican algunos grupos de delfines nariz de botella en interacciones indirecta con faenas de pesquería, en comportamientos de alimentación en cercanía de las faenas, pero sin ocurrencia de enmalles (Auger 2019). Por otro lado, entre enero 2017 y diciembre de 2018, ocho animales fueron reportados capturados en redes en la industria de cerqueros de anchoveta, de los cuales siete murieron (Vega et al. 2019). Interacciones con actividades de acuicultura no han sido registradas.

6.3.- Colisiones con embarcaciones

No se dispone de información sobre eventos o mortalidad de delfines nariz de botella por colisiones con embarcaciones.

6.4.- Pérdida de hábitat / degradación

No se dispone de información empírica sobre pérdida de hábitat. No obstante, las actividades de acuicultura (salmón y bivalvos) en Patagonia y actividades de turismo principalmente en el norte de Chile, representan la mayor preocupación por sus impactos en la degradación de hábitat.

Desde su introducción de manera intensiva en Patagonia, la acuicultura ha sido responsable de importantes impactos en los ecosistemas marinos debido a la generación de contaminación, efecto de salmones escapados, incremento en el tráfico de embarcaciones (Buschmann et al. 2009; Niklitschek et al. 2013, Quiñones et al. 2019). Cambios en los patrones de movimientos y pérdida de hábitats importantes, cambios conductuales o enmallamiento en redes antilobos son algunos de los posibles impactos (Hucke-Gaete et al. 2021, Kemper et al. 2006, Viddi 2009).

El turismo de avistamiento de delfines, por otro lado, es una actividad que genera importantes impactos en las poblaciones de delfines. En distintas regiones del mundo, se ha observado que actividades de turismo tienen efectos adversos sobre los delfines tanto a nivel individual como poblacional, afectando patrones conductuales (Constantine 2001, Stensland & Berggren 2007) y consecuentemente la salud de la población por la acumulación de largo plazo de los efectos del turismo en los patrones conductuales (Lusseau 2004). Más aún, se ha sugerido que la abundancia de delfines nariz de botella se ve significativamente afectada, disminuyendo a niveles no sostenibles, particularmente para el turismo local de delfines (Bejder et al. 2006). En Chile en tanto, la evidencia indica que existe una disminución significativa en el tamaño del grupo de la población residente de delfines nariz de botella de las aguas de la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, así como cambios conductuales superficiales asociados con la ausencia y presencia de turismo (Toro et al. 2021). Estos autores sugieren que las embarcaciones de turismo tienen un impacto significativo en el comportamiento y los patrones sociales de los delfines, mientras que la misma población de delfines tiene diferentes respuestas espaciales y temporales a los diferentes impactos del turismo.

7.- AMENAZAS POTENCIALES

Además de los posibles impactos de las capturas incidentales en pesquerías, se debe sumar las consecuencias posibles de la sobre-explotación de recursos pesqueros (especies presa de importancia para los delfines), degradación de hábitat costeros por diferentes actividades (Heinrich 2006; Hucke-Gaete 2000; Hucke-Gaete et al. 2021; Viddi 2009) y los posibles efectos del cambio climático (Becker et al. 2019; Hucke-Gaete et al. 2021). En efecto, información anecdótica sugiere que la distribución y abundancia de los delfines podría estar cambiando durante la última década. Estos cambios pueden deberse en parte al incremento de las actividades industriales, tales como acuicultura, transporte marítimo y pesquerías.

8. CATEGORÍA DE CONSERVACIÓN

Nacional: “en peligro” para la población costera Pod-R, y “preocupación menor” para la población oceánica con distribución más amplia (Reglamento de Clasificación de Especies Silvestres (RCE) Ministerio de Medio Ambiente de Chile 2009)

Global: “Preocupación menor” (IUCN 2019)

CITES (2021): Apéndice II

9. REFERENCIAS

- Aguayo-Lobo, A. 1975. Progress Report on Small Cetacean Research in Chile. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32:1123–1144
- Aguayo-Lobo, A., Acevedo, J., & Vargas, R. 2006. Diversidad de mamíferos marinos en las aguas del Archipiélago de los Chonos (43° 39' s - 45° 50' S), XI Región de Chile. *Ciencia y Tecnología Marina* 29:129–145
- Aguayo-Lobo, A., Torres, D. & Acevedo, J. 1998. Los mamíferos marinos de Chile: I. Cetacea. *Serie Científica INACH* 48:19–159
- Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Pajuelo, M., et al. 2010. Where small can have a large impact: Structure and characterization of small-scale fisheries in Peru. *Fisheries Research* 106:8–17. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.06.004>
- Auger, A. 2019. Co-ocurrencia de cetáceos en zonas de pesca industrial en el norte de Chile: implicancias tróficas y ecológicas. Centro de Investigación Aplicada del Mar S.A., CIAM
- Baker I, O'Brien J, McHugh K, Berrow S (2017) Female reproductive parameters and population demographics of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Shannon Estuary, Ireland. *Mar Biol* 165:15. <https://doi.org/10.1007/s00227-017-3265-z>
- Barros N, Wells R (1998) Prey and feeding patterns of resident bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) Sarasota Bay, Florida. *Journal Mammalogy* 79:1045–1059
- Barros NB, Odell DK (1990) Food habits of bottlenose dolphins in the southeastern United States. In: Leatherwood S, Reeves RR (eds) *The Bottlenose Dolphin*. Academic Press Inc., New York, pp 309–328
- Becker EA, Forney KA, Redfern JV, et al (2019) Predicting cetacean abundance and distribution in a changing climate. *Diversity and Distributions* 25:626–643. <https://doi.org/10.1111/ddi.12867>
- Bejder L, Samuels A, Whitehead H, et al (2006) Decline in Relative Abundance of Bottlenose Dolphins Exposed to Long-Term Disturbance. *Conservation Biology* 20:1791–1798. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00540.x>
- Berens McCabe EJ, Gannon DP, Barros NB, Wells RS (2010) Prey selection by resident common bottlenose dolphins (*tursiops truncatus*) in Sarasota Bay, Florida. *Mar Biol* 157:931–942. <https://doi.org/10.1007/s00227-009-1371-2>
- Blasi MF, Bruno C, Boitani L (2020) Female reproductive output in a Mediterranean bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* population. *Aquatic Biology* 29:123–136. <https://doi.org/10.3354/ab00732>
- Buschmann AH, Cabello F, Young K, et al (2009) Salmon aquaculture and coastal ecosystem health in Chile: Analysis of regulations, environmental impacts and bioremediation systems. *Ocean & Coastal Management* 52:243–249. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2009.03.002>
- Canto J, Ruiz P, Yañez J (1992) Registro de nuevas especies de cetáceos para la costa de Chile y antecedentes del grupo. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural* 43:105–115
- Capella J, Vilina Y, Gibbons J (1999) Observación de cetáceos en isla Chañaral y nuevos registros para el área de la reserva nacional pingüino de Humboldt, norte de Chile. *Estudios Oceanológicos* 18:57–64
- Constantine R (2001) Increased Avoidance of Swimmers by Wild Bottlenose Dolphins (*tursiops Truncatus*) Due to Long-Term Exposure to Swim-with-Dolphin Tourism. *Marine Mammal Science* 17:689–702. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2001.tb01293.x>
- Coscarella MA, Dans SL, Degradi M, et al (2012) Bottlenose dolphins at the southern extreme of the south-western Atlantic: local population decline? *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 92:1843–1849. <https://doi.org/10.1017/S0025315411001901>
- Di Tullio JCD, Fruet PF, Secchi ER (2015) Identifying critical areas to reduce bycatch of coastal common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in artisanal fisheries of the subtropical western South Atlantic. *Endangered Species Research* 29:35–50. <https://doi.org/10.3354/esr00698>
- Díaz-Aguirre F, Navarrete SA, Salinas C, et al (2009) First report on the long-term presence of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off central Chile. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 7:85–87
- Díaz-Aguirre FM (2011) Aspectos de la ecología conductual del delfín nariz de botella común, *Tursiops truncatus* (Montagu 1821), presente en la región de Valparaíso, Chile Central. Thesis, Universidad Andrés Bello
- Duffield DA, Ridgway SH, Cornell LH (1983) Hematology distinguishes coastal and offshore forms of dolphins (*Tursiops*). *Can J Zool* 61:930–933. <https://doi.org/10.1139/z83-123>
- Felix F (1994) Ecology of the coastal bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* in the Gulf of Guayaquil, Ecuador. In: Pilleri G (ed) *Investigations on Cetacea*. Hirnanatomisches Institut der Universität, pp 235–256
- Fruet PF, Genoves RC, Möller LM, et al (2015) Using mark-recapture and stranding data to estimate reproductive traits in female bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) of the Southwestern Atlantic Ocean. *Mar Biol* 162:661–673. <https://doi.org/10.1007/s00227-015-2613-0>
- García-Godos I, Van Waerebeek K, Reyes JC, Alfaro J (2004) A comparative analysis of the diet of the long-beaked common dolphin (*Delphinus capensis*) with three other small cetaceans from coastal Peru. Scientific Committee document SC/56/SM2, International Whaling Commission, July 2004, Sorrento, Italy
- García-Godos I, Waerebeek KV, Reyes JC, et al (2007) Prey occurrence in the stomach contents of four small cetacean species in Peru. *Lat Am J Aquat Mamm* 171–183. <https://doi.org/10.5597/lajam00122>
- González J, Capella J, Gibbons J (1989) Delfines nariz de botella *Tursiops truncatus* (Montagu 1821) habitando frente a Isla Chañaral, Provincia de Huasco, Chile. *Estudios Oceanológicos* 8:67–71

- Goodall RNP, Marchesi MC, Pimper LE, et al (2011) Southernmost records of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. *Polar Biol* 34:1085–1090. <https://doi.org/10.1007/s00300-010-0954-1>
- Haase PA, Schneider K (2001) Birth demographics of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Doubtful Sound, Fiordland, New Zealand—preliminary findings. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 35:675–680. <https://doi.org/10.1080/00288330.2001.9517034>
- Heinrich S (2006) Ecology of Chilean dolphins and Peale’s dolphins at Isla Chiloe, southern Chile. PhD thesis, University of St Andrews, St. Andrews
- Heinrich S, Genov T, Riquelme MF, Hammond PS (2019) Fine-scale habitat partitioning of Chilean and Peale’s dolphins and their overlap with aquaculture. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29:212–226. <https://doi.org/10.1002/aqc.3153>
- Hernandez-Milian G, Berrow S, Santos BM, et al (2015) Insights into the trophic ecology of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Irish waters. *Aquatic Mammals* 41:226–239. <https://doi.org/10.1578/AM.41.2.2015.226>
- Hersh SL, Duffield DA, Leatherwood S (1990) Distinction between northwest Atlantic offshore and coastal bottlenose dolphins based on hemoglobin profile and morphometry. In: *The Bottlenose dolphin*, S. Leatherwood and R. Reeves. Academy Press, New York, pp 160–174
- Hoelzel AR, Potter CW, Best PB (1998) Genetic differentiation between parapatric “nearshore” and “offshore” populations of the bottlenose dolphin. *Proc R Soc Lond B Biol Sci* 265:1177–1183
- Hucke-Gaete R (2000) Review of the Conservation Status of Small cetaceans in Southern South America. CMS Report
- Hucke-Gaete R, Viddi FA, Simeone A (2021) Aves y mamíferos marinos de la Patagonia chilena: especies focales para la conservación de los ecosistemas marinos. In: *Conservación en la Patagonia Chilena: Evaluación del conocimiento, oportunidades y desafíos*. Ediciones UC, Santiago de Chile, pp 289–320
- Iriarte JL, León-Muñoz J, Marcé R, et al (2017) Influence of seasonal freshwater streamflow regimes on phytoplankton blooms in a Patagonian fjord. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 51:304–315. <https://doi.org/10.1080/00288330.2016.1220955>
- Kemper CM, Pemberton D, Cawthorn M, et al (2006) Aquaculture and marine mammals: Co-existence or conflict? In: *Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues*. CSIRO, Melbourne, pp 209–225
- Leatherwood S, Reeves RR (1982) Bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) and other toothed cetaceans. In: Chapman JA, Feldhamer GA (eds) *Wild Mammals of North America: Biology, Management, Economics*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, pp 369–414
- Leatherwood S, Reeves RR (1990) *The Bottlenose Dolphin*. Academic Press Inc., San Diego, CA
- Lusseau D (2004) The hidden cost of tourism: Detecting long-term effects of tourism using behavioral information. *Ecology & Society* 9:2. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art2>
- Majluf P, Babcock EA, Riveros JC, et al (2002) Catch and Bycatch of Sea Birds and Marine Mammals in the Small-Scale Fishery of Punta San Juan, Peru. *Conservation Biology* 16:1333–1343. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00564.x>
- Mangel JC, Alfaro-Shigueto J, Van Waerebeek K, et al (2010) Small cetacean captures in Peruvian artisanal fisheries: High despite protective legislation. *Biological Conservation* 143:136–143. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.017>
- Montecino V, Lange CB (2009) The Humboldt Current System: Ecosystem components and processes, fisheries, and sediment studies. *Progress in Oceanography* 83:65–79. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2009.07.041>
- Natoli A, Peddemors VM, Rus Hoelzel A (2004) Population structure and speciation in the genus *Tursiops* based on microsatellite and mitochondrial DNA analyses. *Journal of Evolutionary Biology* 17:363–375. <https://doi.org/10.1046/j.1420-9101.2003.00672.x>
- Niklitschek EJ, Soto D, Lafon A, et al (2013) Southward expansion of the Chilean salmon industry in the Patagonian Fjords: main environmental challenges. *Reviews in Aquaculture* 5:172–195. <https://doi.org/10.1111/raq.12012>
- Noke WD, Odell DK (2002) Interactions Between the Indian River Lagoon Blue Crab Fishery and the Bottlenose Dolphin, *Tursiops truncatus*. *Marine Mammal Science* 18:819–832. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2002.tb01075.x>
- O’Brien JK, Robeck TR (2012) The relationship of maternal characteristics and circulating progesterone concentrations with reproductive outcome in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) after artificial insemination, with and without ovulation induction, and natural breeding. *Theriogenology* 78:469–482. <https://doi.org/10.1016/j.theriogenology.2012.02.011>
- Olavarria C, Acevedo J, Vester HI, et al (2010) Southernmost distribution of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Eastern South Pacific. *Aquatic Mammals* 36:288–293. <https://doi.org/10.1578/AM.36.3.2010.2>
- Pereira LB, Botta S, Teixeira CR, et al (2020) Feeding ecology of two subspecies of bottlenose dolphin: a tooth tale. *Aquat Ecol* 54:941–955. <https://doi.org/10.1007/s10452-020-09785-7>
- Pérez-Alvarez MJ, Vásquez RA, Moraga R, et al (2018) Home sweet home: social dynamics and genetic variation of a long-term resident bottlenose dolphin population off the Chilean coast. *Animal Behaviour* 139:81–89. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2018.03.009>
- Perrin WF, Thieleking JL, Walker WA, et al (2011) Common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in California waters: Cranial differentiation of coastal and offshore ecotypes. *Marine Mammal Science* 27:769–792. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2010.00442.x>

- Quiñones RA, Fuentes M, Montes RM, et al (2019) Environmental issues in Chilean salmon farming: a review. *Reviews in Aquaculture* 11:375–402. <https://doi.org/10.1111/raq.12337>
- Read AJ, Van Waerebeek K, Reyes JC, et al (1988) The exploitation of small cetaceans in coastal Peru. *Biological Conservation* 46:53–70
- Revuelta O, Domènech F, Fraija-Fernández N, et al (2018) Interaction between bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and artisanal fisheries in the Valencia region (Spanish Mediterranean Sea). *Ocean & Coastal Management* 165:117–125. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.08.001>
- Robinson KP, O'Brien J, Berrow S, et al (2012) Discrete or not so discrete: Long distance movements by coastal bottlenose dolphins in UK and Irish waters
- Robinson KP, Sim TMC, Culloch RM, et al (2017) Female reproductive success and calf survival in a North Sea coastal bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) population. *PLOS ONE* 12:e0185000. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185000>
- Rossmann S, Ostrom PH, Stolen M, et al (2015) Individual specialization in the foraging habits of female bottlenose dolphins living in a trophically diverse and habitat rich estuary. *Oecologia* 178:415–425. <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3241-6>
- Sanino GP, Van Waerebeek K (2008) A note on the southern distribution range of inshore and offshore common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Southeast Pacific. International Whaling Commission, 60th Annual Meeting. Santiago de Chile
- Sanino GP, Van Waerebeek K, Van Bresselem MF, Pastene LA (2005) A preliminary note on population structure in eastern South Pacific common bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. *Journal of Cetacean Research & Management* 7:65–70
- Santos-Carvalho M, Pérez-Alvarez MJ, Muniain V, et al (2015) Trophic niche overlap between sympatric resident and transient populations of bottlenose dolphins in the Humboldt Current System off north-central Chile. *Mar Mam Sci* 31:790–799. <https://doi.org/10.1111/mms.12185>
- Santos-Carvalho M, Sepúlveda M, Moraga R, et al (2018) Presence, Behavior, and Resighting Pattern of Transient Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Humboldt Current System off North-Central Chile. *pasc* 72:41–56. <https://doi.org/10.2984/72.1.3>
- Scott MD, Irvine AB, Wells R (1990) A long-term study of bottlenose dolphins on the west coast of Florida. In: Leatherwood S, Reeves RR (eds) *The bottlenose dolphin*. Academic Press, San Diego, pp 235–244
- Segura I, Rocha-Olivares A, Flores-Ramírez S, Rojas-Bracho L (2006) Conservation implications of the genetic and ecological distinction of *Tursiops truncatus* ecotypes in the Gulf of California. *Biological Conservation* 133:336–346. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.017>
- Stensland E, Berggren P (2007) Behavioural changes in female Indo-Pacific bottlenose dolphins in response to boat-based tourism. *Marine Ecology Progress Series* 332:225–234. <https://doi.org/10.3354/meps332225>
- Taylor AR, Schacke JH, Speakman TR, et al (2016) Factors related to common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) seasonal migration along South Carolina and Georgia coasts, USA. *Animal Migration* 3:14–26. <https://doi.org/10.1515/ami-2016-0002>
- Tezanos-Pinto G, Baker CS, Russell K, et al (2009) A Worldwide Perspective on the Population Structure and Genetic Diversity of Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) in New Zealand. *Journal of Heredity* 100:11–24. <https://doi.org/10.1093/jhered/esn039>
- Thiel M, Macaya EC, Acuña E, et al (2007) The Humboldt Current System of Northern and Central Chile: oceanographic processes, ecological interactions and socioeconomic feedback. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*
- Thomas F (2005) Residencia del delfín nariz de botella *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) en la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, Chile. BSc, acultad de Ciencias del Mar y de Recursos Naturales, Universidad de Valparaíso
- Toro F, Alarcón J, Toro-Barros B, et al (2021) Spatial and Temporal Effects of Whale Watching on a Tourism-Naive Resident Population of Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Humboldt Penguin National Reserve, Chile. *Front Mar Sci* 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.624974>
- Torres LG, Rosel PE, D'Agrosa C, Read AJ (2003) Improving management of overlapping bottlenose dolphin ecotypes through spatial analysis and genetics. *Marine Mammal Science* 19:502–514
- Urian KW, Duffield DA, Read AJ, et al (1996) Seasonality of Reproduction in Bottlenose Dolphins, *Tursiops truncatus*. *Journal of Mammalogy* 77:394–403. <https://doi.org/10.2307/1382814>
- Van Waerebeek K, Reyes JC, Read AJ, et al (1990) Preliminary observations of bottlenose dolphins from the Pacific coast of South America. In: *The bottlenose dolphin*, S. Leatherwood, R.R. Reeves. Academy Press, New York, pp 143–154
- Van Waerebeek K, Reyes JC, Sanino GP, et al (2017) Common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* of Pacific South America, asynoptic review of population identification data. Report of the IWC Scientific Committee Meeting SC/67A/SM/10, Bled, Slovenia, May 2017
- Van Waerebeek K, Van Bresselem MF, Felix F, et al (1997) Mortality of dolphins and porpoises in coastal fisheries off Peru and Southern Ecuador in 1994. *Biological Conservation* 81:43–49
- Vega R, Ossa L, Suárez B, et al (2019) Convenio de Desempeño 2018 Programa de observadores científicos 2018-2019. Programa de investigación del descarte y captura de pesca incidental en pesquerías pelágicas. Programa de monitoreo y evaluación de los planes de reducción del descarte y de la pesca incidental 2018-2019. Instituto de Fomento Pesquero, IFOP

- Vermeulen E, Cammareri A (2009) Residency Patterns, Abundance, and Social Composition of Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) in Bahía San Antonio, Patagonia, Argentina. *Aquatic Mammals* 35:378–385
- Viddi FA (2009) Behavioural ecology of small cetaceans in the Northern Patagonian fjords, Chile. Ph.D. thesis. Macquarie University
- Viddi FA, Hucke-Gaete R, Torres-Florez JP, Ribeiro S (2010) Spatial and seasonal variability in cetacean distribution in the fjords of northern Patagonian, Chile. *ICES Journal of Marine Science* 67:959–970. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp288>
- Walker WA (1981) Geographic variation in morphology and biology of bottlenose dolphins (*Tursiops*) in the eastern North Pacific. Southwest Fisheries Center, North Torrey Pines Court, La Jolla, California
- Wells RS, Hansen LJ, Baldrige A, et al (1990) Northward extension of the range of bottlenose dolphins along the California coast. In: Leatherwood S, Reeves RR (eds) *The bottlenose dolphin*. Academic Press, San Diego, CA, pp 421–431
- Wells RS, Natoli A, Braulik G (2019) *Tursiops truncatus* (errata version published in 2019). In: *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*: e.T22563A156932432. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-1.RLTS.T22563A156932432.en>. Accessed 19 Apr 2022
- Wells RS, Scott MD (2018) Bottlenose Dolphin, *Tursiops Truncatus*, Common Bottlenose Dolphin. In: Würsig B, Thewissen JGM, Kovacs KM (eds) *Encyclopedia of Marine Mammals (Third Edition)*. Academic Press, pp 118–125
- Würsig B, Würsig M (1979) Behavior and ecology of the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in the South Atlantic. *Fish Bulletin* 77:399–412

4.1.1.12. DELFÍN OSCURO, *Lagenorhynchus obscurus*

1.- TAXONOMÍA

Reino: Animalia

División / Phylum: Chordata

Clase: Mammalia

Orden: Cetacea

Familia: Delphinidae

Género: *Lagenorhynchus* (*Sagmatius*)

Nombre científico: *Lagenorhynchus obscurus* Gray, 1828

Subespecies: Ver comentario taxonómico.

Nombres comunes (español): Delfín oscuro.

(inglés): Dusky dolphin.

Nota taxonómica: De acuerdo con Vollmer et. al. (2019) la clasificación y nomenclatura más reciente de las seis especies del género *Lagenorhynchus* (Gray, 1846) sería la siguiente:

Género *Lagenorhynchus* Gray, 1846

Especie *Lagenorhynchus albirostris* Gray, 1846

Género *Leucopleurus* Gray 1866

Especie *Leucopleurus acutus* (Gray, 1828)

Género *Sagmatius* Cope, 1866

Especie *Sagmatius obliquidens* (Gill, 1865)

Especie *Sagmatius australis* (Peale, 1849)

Especie *Sagmatius obscurus* (Gray, 1828)

Especie *Sagmatius cruciger* (Quoy y Gaimard, 1824)

Aceptando esta nueva clasificación y nomenclatura las tres especies del género *Lagenorhynchus* presentes en aguas chilenas debería clasificarse bajo el género *Sagmatius*. Además, Vollmer et. al. (2019) informaron que los datos moleculares apoyan la diferencia entre los géneros *Sagmatius*, *Leucopleurus* y *Lagenorhynchus*. En esta filogenia se encuentran relaciones estrechas entre *Sagmatius australis* y *Sagmatius cruciger* y, entre *Sagmatius obliquidens* y *Sagmatius obscurus*. Sin embargo, para los propósitos de este estudio se mantendrá la nomenclatura tradicional aceptada actualmente hasta que mayores antecedentes se encuentren disponibles.

2.- DEFINICIÓN POBLACIONAL

El Comité de Taxonomía de la Sociedad Marine Mammalogy (2018) ha reconocido diferencias morfológicas regionales (caracteres del cráneo), parasitarias y una distribución discontinua en el hemisferio sur otorgándole al género *Sagmatius* caracteres de subespecies de la siguiente manera: *Sagmatius obscurus fitzroyi* (Waterhouse, 1838), para la costa de Argentina. *Sagmatius obscurus posidonia* (Philippi, 1893), para la costa de Perú y Chile. *Sagmatius obscurus obscurus* (Gray, 1828), para la costa de África del Sur. *Sagmatius obscurus* subespecie aún no nominada, para la costa de Nueva Zelanda.

A pesar de estas diferencias regionales, no se ha confirmado de la existencia de diferentes unidades poblacionales para la costa de Perú y Chile, aun cuando Van Waerebeek (1992) sugirió la existencia de dos poblaciones separadas en aproximadamente 600 millas (entre 36°30'S y

46°00'S), separación que luego disminuye a 420 millas (entre los 39°43'S y 46°00'S) (Hucke-Gaete 1998).

3.- RANGO GEOGRÁFICO

3.1.- *Pacífico Suroriental*

El delfín oscuro es una especie que se distribuye en aguas del hemisferio sur, tanto en el océano Pacífico en aguas costeras de Australia, Nueva Zelandia, Chile y Perú; y Atlántico en las costas de Argentina y África del Sur (Brownell & Cipriano 1999). En la costa Pacífica de América del Sur, su distribución ha sido registrado entre los 6°S (Perú; Van Waerebeek et al. 1997) hasta cabo de Hornos (Chile; Goodall et al. 1997, Aguayo-Lobo et al. 1998), con una discontinuidad entre los 39°43'S y 46°00'S.

3.2.- *Aguas chilenas*

Su presencia se ha informado desde Arica (18°29'S), I Región (Van Waerebeek 1992) hasta cabo de Hornos (Goodall et al. 1997), con una discontinuidad entre los 39°43'S y 46°00'S. Las mayores concentraciones de registros de ejemplares han sido indicadas para las aguas de la zona sur y en las aguas de la zona norte del país (Aguayo-Lobo et al. 1998).

4.- ASPECTOS ECOLÓGICOS

4.1- *Hábitat*

A lo largo de su área de distribución global, los delfines oscuros están asociados con y el borde de la plataforma continental, desde la costa hasta más de 100 km de la costa y más de 2000 m de profundidad, aunque en todas las áreas donde se han informado su presencia, se observa que la mayoría de los animales se distribuyen en aguas menores de 500 m de profundidad (Cipriano & Webber 2010).

Se ha registrado que la especie se encuentra en aguas templadas frías entre 10° y 18°C (Würsig & Würsig 1980, Brownell & Cipriano 1999), y fuertemente asociada con células de afloramiento altamente productivas a ambos lados de América del Sur (corrientes de Humboldt y Falkland), frente al sur de África en la corriente de Benguela, y en corrientes de agua fría alrededor de Nueva Zelandia (Brownell & Cipriano 1999). También se le ha detectado en latitudes más altas de varias islas subantárticas. Parecen preferir primordialmente las aguas poco profundas de la plataforma continental y zonas similares que rodean las islas.

4.2.- *Alimentación*

Los delfines oscuros se alimentan principalmente de peces y calamares. Las especies más consumidas son los peces denominados "pelágicos menores", como anchoveta y sardina, peces linterna y peces agujas. También consume aquellos peces que viven en la columna de agua y en el fondo marino como los congrios y merluzas (Würsig & Würsig 1980). Los géneros de los calamares registrados son *Notodarus*, *Tosaroides* y *Loligo*.

En aguas del centro del Perú, MacKinnon (1988) informó que los peces pelágicos menores constituyen el 80% de la dieta en peso. Por otra parte, Van Waerebeek & Würsig (2009) indicaron que este delfín es un consumidor oportunista ya que cuando no encuentra sardinas o anchovetas consume otras presas, sean éstas pelágicas y/o bentónicas. Würsig & Pearson (2014) informaron que cuando estos delfines cazan peces pelágicos, forman grupos de diferentes tamaños (10 a 100 animales) formando una especie de red para cercar a los peces, permitiendo que los delfines

formen grupos pequeños de alimentación de 5, 8 o 10 individuos, socialmente coordinados para alimentarse.

4.3.- Reproducción

No se conoce mucho sobre la biología reproductiva en esta especie; sin embargo, se ha indicado que las hembras alcanzan la madurez sexual entre los 3 y 4 años, y los machos entre 4 y 5 años, y que se caracterizaría por un sistema de apareamiento estacional y promiscuo.

En las hembras, la gestación se prolongaría por casi 13 meses, seguida por un período de lactancia de 12 meses con un descanso sexual entre 3 y 4 meses (Van Waerebeek & Read 1994). Las crías al nacer miden alrededor de 91 cm y pesando 9,6 kg. En las aguas del Pacífico Sur Oriental los nacimientos se han registrado en la estación de invierno (agosto a octubre), pero también se han observado nacimientos durante todo el año (Van Waerebeek & Würsig 2009).

En machos se ha registrado variaciones estacionales del tamaño y proporción testicular lo que indicaría competencia espermática (Markowitz et al. 2010). El tamaño testicular de los machos aumenta al máximo entre septiembre y octubre, sincrónicamente con el período de concepción (Van Waerebeek & Read 1994).

4.4.- Migración

Se ha indicado que realizarían desplazamientos de cientos de kilómetros según disponibilidad y/o búsqueda de alimento.

5.- TAMAÑO POBLACIONAL Y TENDENCIA

Su tamaño histórico y actual en aguas chilenas es desconocida; sin embargo, se dispone de algunos índices de abundancia relativa informados y calculados de los avistamientos realizados de cruceros de observación cetológica (Aguayo-Lobo et al. 1998). Según el análisis realizado por estos autores, la mayoría de los índices de abundancia calculados e informados corresponden a la temporada estival y no son estrictamente comparables por las distintas zonas navegadas, llamando la atención el alto índice de abundancia relativa presentado para la zona norte (entre los 20°11'S y 32°13'S) en contraste con la zona central y sur, sugiriendo que su abundancia sería mayor a la conocida. No obstante, también es interesante resaltar la similitud de los índices de abundancia obtenidos para la zona sur entre distintos años prospectados, mostrando que la población se ha mantenido relativamente estable a pesar de la presión de captura a la que fue sometido hasta la década de 1980.

6.- INTERACCIÓN/MORTALIDAD CON ACTIVIDADES HUMANAS

6.1.- Capturas

En América del Sur, Perú y Norte de Chile, se le capturó en el pasado por los pescadores artesanales directamente para el consumo humano u otros propósitos (Aguayo 1975, Guerra et al. 1988, Aguayo-Lobo et al. 1998). En la zona central de Chile se le ha capturado en forma incidental, enmallado en las redes de los pescadores (Cárdenas et al. 1986, Torres et al. 1990). En la zona sur del país fue explotado por los pueblos originarios (Yamanas y Kawesqar) en los canales patagónicos como captura de subsistencia, y luego cazado para utilizarlo como carnada en la pesquería de la centolla (Aguayo 1975, Cárdenas et al. 1986). Las últimas capturas en el sur de Chile fueron informadas por Lesrauwaet & Gibbons (1994). Actualmente, no se dispone de información de capturas directas en el país.

6.2.- Interacción con pesquería y acuicultura

Se ha informado de emmallamientos accidentales de ejemplares en las artes de pesca de las pesquerías pelágicas en la zona norte (Guerra et al. 1988) y en la zona centro del país (Aguayo 1975, Mitchell 1975, Cárdenas et al. 1986). Además, en la zona norte se le ha cazado con arpón (Guerra et al. 1988), mientras en la zona sur fue cazado para utilizarlo como carnada en la pesquería de la centolla (Aguayo 1975, Cárdenas et al. 1986). Las actuales capturas incidentales en redes pesqueras están siendo estudiadas por el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).

6.3.- Colisiones con embarcaciones

No se dispone de información de mortalidades o animales heridos por efecto de colisión con embarcaciones.

6.4.- Pérdida de Hábitat / Degradación

Sin información

7.- AMENAZAS POTENCIALES

El continuo cambio de hábitat de estos delfines producto de la acuicultura, es considerado una amenaza, a pesar de no haber estudios recientes sobre la disminución efectiva de la población, mortalidad o disminución de la reproducción, pero sí hay evidencia de los efectos indirectos de la producción acuícola relacionados con cambios en niveles de plancton, en la química del agua y la ecología bentónica. De la misma forma, los contaminantes ambientales también tienen el potencial de afectar las poblaciones de delfines, pudiendo afectar la inmunidad, conllevando al aumento de enfermedades. Por último, el creciente “turismo de delfines” también puede afectar la vida cotidiana de los delfines, y en casos extremos la salud de la población (Markowitz et al. 2010). En Chile, la contaminación provocada por la minería es una amenaza para todas las especies que se distribuyen costeramente, así como la contaminación con plásticos y la contaminación acústica por diversas actividades submarinas incluyendo el uso de explosivos y prospecciones sísmicas.

8.- CATEGORÍA DE CONSERVACIÓN

Nacional: “Preocupación menor” (Reglamento de Clasificación de Especies (RCE), Ministerio de Medio Ambiente de Chile, 2017).

Global: “Preocupación menor” (IUCN 2019).

9.- REFERENCIAS

- Aguayo, A. 1975. Progress report on small cetacean research in Chile. *Journal of Fishery Research Board of Canada* 32(7): 1123-1143.
- Aguayo-Lobo, A., Torres, D. & Acevedo, J. 1998. Los mamíferos marinos de Chile. I. Cetacea. *Serie Científica INACH* 48: 19-159.
- Brownell, R. & Cipriano, F. 1999. Dusky dolphin, *Lagenorhynchus obscurus* (Gray 1828). In: S.H. Ridgway & R. Harrison (Eds.). *Handbook of Marine Mammals*, 6: 85-120. Academic Press.
- Cárdenas, J.C., Stutzin, M.E., Oporto, J.A., Cabello, C. & Torres, D. 1986. Manual de identificación de los cetáceos chilenos. Proyecto W.H.-445 “Cetáceos de Chile”. WWF and CODEFF - Chile, 102 págs.
- Cipriano, F. & Webber, M. 2010. Dusky Dolphin Life History and Demography. In: *The Dusky Dolphin*, Academic Press, San Diego. pp 21-48.
- Goodall, R.N.P., de Haro, J.C., Iñiguez, M.A. & Norris, K.S. 1997. Sighting and behavior of Peale’s dolphin, *Lagenorhynchus australis*, with notes on dusky dolphins, *Lagenorhynchus obscurus*, off southernmost South America. *Report of the International Whaling Commission* 47: 757-775.

- Guerra C., Portflitt, G. & Luna, G. 1988. Cetofauna del norte de Chile: Impacto de la pesquería artesanal e industrial. pp. 11-12. En: Primer taller sobre conservación y manejo de mamíferos marinos chilenos. Valdivia, Chile. 19-20 agosto 1988.
- Hucke-Gaete, R. 1998. Crucero de Investigación sobre la ballena azul (*Balaenoptera musculus*) en aguas chilenas. IWC/SOWER 1997-1998. Informe de terreno, Valdivia 15 págs + 4 anexos (26 págs, No publicado).
- IUCN. 2019. The Red List of Threatened Species: *Lagenorhynchus obscurus*, dusky dolphin.
- Lescrauwaet, A.C. & Gibbons, J. 1994. Mortality of small cetaceans and crabs bait fishery in the Magallanes area of Chile since 1980. Págs 485-494. In: W.F. Perrin, G.P. Donovan & J. Barlow (eds). Gillnets and Cetaceans. Report of the International Whaling Commission (Special Issue) 15. Cambridge, England. 629 págs.
- MacKinnon, J. 1988. Feeding habits of three species of small cetaceans from the coastal water of Peru. M.Sc. thesis, University of Guelph, Ontario.
- Markowitz, T.M., Dans, S.L., Crespo, E.A., Djlundquist, FALTA INICIAL NOMBRE & Duprey, N.M.T. 2010. Human Interactions with Dusky Dolphins: Harvest, Fisheries, Habitat Alteration, and Tourism. In: The Dusky Dolphin, Academic Press, San Diego. pp 211-244.
- Mitchell, E. (Ed.), 1975. Review of Biology and Fisheries for Smaller Cetaceans. Report of the Meeting on Smaller Cetaceans, Montreal, April 1 - 11, 1974. Journal of Fisheries Research Board of Canada 32: 889 - 983.
- Society of Marine Mammalogy. 2018. Taxonomic Comité, *Lagenorhynchus obscurus*. Delfín oscuro Dusky dolphin.
- Torres, D., Aguayo, L.A. & Cárdenas, J.C. 1990. Informe nacional sobre la situación de los mamíferos marinos en Chile. Informes y estudios del programa De Mares Regionales del Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Nairobi Kenia. 162 págs. (No publicado).
- Van Waerebeek, K. 1992. Records of dusky dolphins, *Lagenorhynchus obscurus* (Gray, 1828) in the Eastern South Pacific. *Beaufortia* 43(4): 45-61.
- Van Waerebeek, K. & Read, A.J. 1994. Reproduction of Dusky Dolphins, *Lagenorhynchus obscurus*, from Coastal Peru. *Journal of Mammalogy*, 75(4): 1054-1062.
- Van Waerebeek, K., Van Bresseem, M. F., Felix, F., Alfaro-Shigueto, J., Garcia-Godos, A., Chavez-Lisambart, L., Onton, K., Montes, D. & Bello, R. 1997. Mortality of Dolphins and Porpoises in Coastal Fisheries off Peru and Southern Ecuador in 1994. *Biological Conservation* 81: 43-49.
- Van Waerebeek, K. & Würsig, B. 2009. Dusky dolphin, *Lagenorhynchus obscurus* pp. 335-337. In: W.F. Perrin, Würsig B. & G.M. Thewissen (eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press. 2nd Edition.
- Vollmer, H.L. Ashe, E., Brownell, R.L., Cipriano, E., Mead, J.G., Reeves, R.R., Saldeville, M.S. & Williams, R. 2019. Taxonomic revision of the genus *Lagenorhynchus* (1-101). *Marine Mammals Science* 35(3): 957-1057.
- Würsig, B. & Pearson, H.C. 2014. Dusky Dolphins: Flexibility in Foraging and Social Strategies (Chapter 2, 25-42). In: Yamagiwa, J. & Karczmarski, L. (eds.) *Primates and Cetaceans*. Primatology Monographs. Springer, Tokyo.
- Würsig, B. & Würsig, M. 1980. Behavior and ecology of the Dusky dolphin, *Lagenorhynchus obscurus*, in the South Atlantic. *Fish Bull*, 77: 871-890.

4.1.1.13. DELFÍN AUSTRAL, *Lagenorhynchus australis*

1. TAXONOMÍA

Reino: Animalia

División / Phylum: Chordata

Clase: Mammalia

Orden: Cetartiodactyla

Familia: Delphinidae

Género: *Lagenorhynchus*

Nombre científico: *Lagenorhynchus australis*

Subespecies: No se distinguen subespecies.

Nombres comunes (español): Delfín austral, llampa, cahuel

(Inglés): Peale's dolphin, Blackchin Dolphin.

Nota taxonómica: El género *Lagenorhynchus* se considera artificial (polifilético) y está compuesto por especies morfológicamente convergentes (Leduc et al. 1999, Harlin-Cognato & Honeycutt 2006), por lo que una revisión de la taxonomía de esta especie ha sido propuesta que podría reasignar *L. australis* a *Sagmatias australis* (Vollmer et al. 2019) (ver ficha *Lagenorhynchus obscurus*).

2. DEFINICIÓN POBLACIONAL

No existe información disponible que indique distinción de poblaciones, estructura poblacional o divergencia. El único estudio que presenta algunas sugerencias e hipótesis es el desarrollado por Durante et al. (2020) en una zona geográfica reducida en el golfo San Jorge, Argentina, e indican que los delfines australes muestran valores medios de diversidad genética. Según estos autores, dicha diversidad genética podría estar explicada, en parte, por la especiación a recursos locales (hábitat y presas), hipótesis sustentada por estudios basados en el análisis de isótopos estable que muestran una partición de recursos entre dos ecotipos (Durante et al. 2021). Estos ecotipos fueron identificados por la ausencia de superposición en sus nichos isotópicos, lo que sugirió la partición espacial en profundidad o distancia a la costa (pelágico/lejos de la costa *versus* béntico/costero).

3. RANGO GEOGRÁFICO

3.1.- Pacífico Suroriental

Lagenorhynchus australis es una especie que habita sólo las aguas costeras de la plataforma continental del cono sur de Suramérica, extendiéndose desde Chile hasta el golfo San Jorge en Argentina (aprox. 44°S), incluyendo las islas Malvinas/Falkands (Cipriano 2018, Goodall et al. 1997a, Goodall 2009).

3.2.- Aguas chilenas

En el país se extiende principalmente desde Valdivia (aprox. 38°S) hasta el cabo de Hornos a lo largo de la plataforma continental y fiordos patagónicos, con registros excepcionales cerca de río Aconcagua en Chile, 32°25'S (Aguayo-Lobo et al. 1998). Además, la especie tiende a ser más común en el sur, particularmente en los canales y fiordos de la Patagonia.

4. ASPECTOS ECOLÓGICOS

4.1. Hábitat

El delfín austral es una especie que habita aguas costeras neríticas. En Chile, los delfines australes se caracterizan por habitar dos tipos de hábitats: a) costa expuesta y bahías al norte de Chiloé hasta Valparaíso; b) los canales y fiordos entre la isla de Chiloé y el cabo de Hornos. En la costa Atlántica en tanto, se extienden ampliamente sobre la plataforma patagónica desde la costa hasta la isobata de los 200 m varias situada decenas de kilómetros mar adentro (Cipriano 2018, Dellabianca et al. 2016, Goodall et al. 1997a, 1997b). A modo general y a escala espacial mayor, en Tierra del Fuego y el sur de Chile, habitan canales y fiordos profundos, pero se ven con mayor frecuencia a lo largo de las costas rocosas que en las secciones profundas de los canales (Goodall et al. 1997b, Viddi et al. 2010, Zamorano-Abramson et al. 2010). A niveles espaciales más finos, se ha determinado que los delfines australes están significativamente asociados a los bancos de macroalgas (bosques de huiro, o *Macrocystis pyrifera*) (Lescrauwaet 1997, Viddi & Lescrauwaet 2005, Viddi et al. 2011), donde buscan alimento, se refugian y socializan (Viddi et al. 2011, Viddi & Harcourt 2014). En el archipiélago de Chiloé, los delfines australes prefieren aguas poco profundas (<30 m) a lo largo de costas más expuestas o sobre bancos de arena (Heinrich et al. 2019). En otras áreas estudiadas, como en el archipiélago de los Chonos, Palena, y estrecho de Magallanes, así como zonas expuesta de la costa Valdiviana, los delfines australes, además de preferir aguas poco profundas y cercana a bancos de huiro, tienen afinidad a desembocadura de ciertos ríos de aguas de alta visibilidad (poca turbidez), zonas de rompientes y áreas con frecuencia de frentes de marea (Lescrauwaet 1997, Viddi 2009, Viddi et al. 2011, Centro Ballena Azul datos no publicados). Alrededor de las islas Malvinas/Falklands, los delfines australes se encuentran tanto cerca de la costa como en alta mar hasta la isóbata de 100 m (Franchini et al. 2020). Esta amplia gama de hábitats neríticos sugiere cierto grado de flexibilidad ecológica.

4.2. Alimentación

La dieta de los delfines australes no es bien conocida; sin embargo, estudios existentes indican que esta especie es piscívora y teutófaga. En los estómagos de algunos individuos se ha encontrado peces demersales y pequeños cefalópodos, además de crustáceos (Schiavini et al. 1997). Estos autores sugieren que la ecología trófica del delfín austral al noreste de Tierra del Fuego parece estar asociada con especies de fondo capturadas en los bancos de algas marinas o cerca de ellos. Los estudios de conducta apoyan la noción de que los delfines australes se asocian fuertemente con los bancos de algas para la búsqueda de alimento (de Haro & Iñiguez 1997, Lescrauwaet 1997, Viddi & Lescrauwaet 2005, Viddi 2009). Según Riccialdelli et al. (2010) en un estudio de isótopos estables de huesos de muestras de Tierra del Fuego, *L. australis* tuvo la media más alta de $\delta^{13}\text{C}$ y valores de $\delta^{15}\text{N}$, lo que sugiere que se alimenta en ecosistemas costeros y ocupa un nivel trófico relativamente alto. Estos autores también sugieren que *L. australis* vive en hábitats donde macroalgas (como huiro), que típicamente tienen valores de $\delta^{13}\text{C}$ de 6 a 8‰ más altos que el fitoplancton simpátrico (France 1995). Finalmente, la comparación de los valores medios de isótopos de *L. australis* con los de sus presas potenciales sugiere que las especies de peces costeras-bentónicas (como los zoárcidos, *Patagonotothen sima*, *Patagonotothen tessellata*, *Eleginops maclovinus*), y especies pelágicas cercanas a la costa (como *Odonthestes spp.*) son importantes fuentes de alimento para el delfín austral.

4.3.- Reproducción

No hay información sobre el ciclo reproductivo del delfín austral. Algunos registros indican una hembra sexualmente inmadura de 185 cm de longitud, otra en pubertad de 193 cm y una sexualmente madura de 210 cm (Claver et al. 1992). No se conoce sobre la madurez sexual de los machos. Se han reportado crías desde octubre a abril (Goodall et al. 1997b, Lescrauwaet 1997). Boy et al. (2011) examinaron la

edad, crecimiento y madurez física en esqueletos de 57 delfines australes, en su mayoría de las costas de Tierra del Fuego, Argentina. En dicho estudio se determinó la edad de 23 ejemplares, todos de Tierra del Fuego. La edad máxima fue de 13 años para una hembra de 199 cm. La hembra más grande en este estudio fue de 210 cm, mientras que el macho más grande fue de 205 cm de longitud total (12 años), pero esto probablemente no representa la longitud máxima para esta especie. Solo dos animales, de 12 y 13 años, estaban físicamente maduros.

4.4.- Migración

No se dispone de información de migración para la especie.

5. TAMAÑO POBLACIONAL Y TENDENCIA

En Chile no existen estimaciones de abundancia para esta especie. En efecto, la única estimación realizada para el delfín austral ha sido desarrollada para el Atlántico sur, con un total aproximado de 20.000 animales (Dellabianca et al. 2016). Estos autores utilizaron modelos de densidad de superficie con datos obtenidos en prospección marinas recopilados de forma no sistemática entre 2009 y 2015. Este estudio no pudo dar cuenta del probable sesgo de atracción de los delfines australes que se acercan fácilmente a los barcos. Para las aguas costeras de las Islas Falkland (Malvinas), Costa et al. (2018) estimaron aproximadamente 2.000 delfines australes utilizando métodos de transectos lineales de prospecciones aéreas sistemáticas efectuados en 2017.

En Chile, se informa que esta especie es el cetáceo con mayor número de avistamientos en los fiordos y canales (Aguayo-Lobo et al. 2006, Vididi et al. 2010, Zamorano-Abramson et al. 2010). Gibbons et al. (2002) utilizaron medidas simples de tasa de encuentro para generar una estimación bruta de alrededor de 2.400 individuos para la región de Magallanes (49°-56°S). Además, durante el período 2001-2004 se estimaron alrededor de 200 delfines australes en las aguas cercanas a la costa del sur y centro de isla de Chiloé (42-43°S) utilizando técnicas de foto-identificación y marca-recaptura (Heinrich 2006). La distribución y abundancia de la especie a lo largo de la costa abierta en la parte norte de su área de distribución en Chile (Chiloé a Valparaíso) sigue siendo poco conocida.

6. INTERACCIÓN/MORTALIDAD CON ACTIVIDADES HUMANAS

6.1.- Capturas

Históricamente, los delfines australes fueron cazados para subsistencia por pueblos canoeros originarios de los fiordos y canales australes, y han sido encontrados restos de esqueletos en conchales de 2500 y 6000 AC (Cipriano 2018). Desde la década de 1970 hasta finales de la de 1980, los delfines australes fueron cazados extensivamente en el estrecho de Magallanes y alrededor de Tierra del Fuego, donde la carne fue usada como carnada en trampas para la pesca de centolla, *Lithodes antártica*, y centollón, *Paralomis granulosa* (Lescrauwaet & Gibbons 1994). Se estima que, a fines de 1970, se capturaron entre 1.250 y 4.120 delfines por año (principalmente delfines australes, chilenos y tonina overa; Lescrauwaet & Gibbons 1994). Sielfeld et al. (1977) estimaron que unos 2.350 delfines, incluidos delfines australes y toninas overas, murieron durante la temporada de pesca de centolla y centollón 1976/1977 en el estrecho de Magallanes y la parte chilena del canal Beagle. Este nivel de explotación a lo largo de varios años podría haber tenido un impacto significativo en la población de delfines australes en esa área. La sobrepesca de centolla y centollón y la eventual disminución de estos recursos, llevó a los pescadores a concentrarse en otros tipos de pesca que no necesitan carnada, como erizos y ostiones. Además, las empresas que explotan centolla ahora suministran carnada a sus pescadores, por lo que hay menos captura ilegal de delfines. La pesca directa para uso como carnada parece haber cesado, la legislación es ahora más restrictiva y la pesca de centolla ha disminuido. Sin embargo, no existe seguimiento de las

capturas de cetáceos (deliberado o incidental), y si bien la caza de delfines es ilegal en Chile, la aplicación de la ley y fiscalización en áreas remotas es difícil y generalmente inexistente. Las capturas de delfines para su uso en carnada en el sector argentino también fueron significativas (Goodall & Cameron 1980), pero se cree que se detuvieron a mediados de la década de 1980 (Cipriano 2018).

6.2.- Interacción con pesquería y acuicultura

Históricamente, los pescadores de las zonas costeras al norte de la Isla Grande de Chiloé arponeaban delfines o utilizaban a los capturados incidentalmente en sus redes como cebo para la pesca de Róbalo (*Eleginops maclovinus*), pez espada (*Xiphias gladius*) y trampas para jaibas (Goodall et al. 1988b). La pesca costera con redes agalleras representa una potencial amenaza, y si bien existieron reportes de delfines australes capturados incidentalmente (Goodall et al. 1994, Reyes & Oporto 1994), los registros son en general escasos (Cipriano 2018). Así mismo, existen registros de delfines australes muertos en actividades de pesca en altamar al sur del Golfo San Jorge, Argentina, pero en menor número comparado con otras especies (Cipriano 2018). En todas las áreas, los casos de captura incidental que involucraron a los delfines australes fueron reportados con menos frecuencia que los casos que involucraron a pequeños cetáceos simpátricos (toninas overas, delfín oscuro, delfín chileno). No hay informes de capturas incidentales en las regiones septentrionales de la costa atlántica, o en pesquerías de arrastre en alta mar donde se capturan cantidades sustanciales de otros pequeños cetáceos (Crespo et al. 2007). La mayor parte de la información sobre captura tiene ahora más de 10 años de antigüedad, y se desconocen los niveles actuales de captura incidental de delfines australes. Sin embargo, no parece haber regiones o pesquerías particulares en las que formen una parte notable de las capturas accidentales de pequeños cetáceos.

6.3.- Colisiones con embarcaciones

No se dispone de información sobre eventos o mortalidad de delfines australes por colisiones con embarcaciones.

6.4.- Pérdida de hábitat / degradación

Las actividades de acuicultura (salmón y bivalvos) es a la fecha una de las amenazas identificadas más importante para los ecosistemas marinos y por ende para los delfines australes que habitan la porción sur de su distribución, en los canales y fiordos (Heinrich et al. 2019, Hucke-Gaete et al. 2021, Viddi 2009). Desde su introducción de manera intensiva en Patagonia, la acuicultura ha sido responsable de importantes impactos en los ecosistemas marinos debido a la generación de contaminación, efecto de salmones escapados, incremento en el tráfico de embarcaciones (Buschmann et al. 2009, Niklitschek et al. 2013, Quiñones et al. 2019), lo que ha llevado a su vez en posibles consecuencias para las especies de delfines, incluido el delfín austral. Cambios en los patrones de movimientos y pérdida de hábitats importantes, cambios conductuales o enmallamiento en redes antilobos son algunos impactos (Heinrich et al. 2019, Hucke-Gaete et al. 2021, Kemper et al. 2006, Viddi 2009).

7.- AMENAZAS POTENCIALES

Además de los posibles impactos de las capturas incidentales en pesquerías, se debe sumar las consecuencias posibles de la sobre-explotación de recursos pesqueros (especies presa de importancia para los delfines), degradación de hábitat costeros por diferentes actividades (Heinrich 2006, Hucke-Gaete 2000, Hucke-Gaete et al. 2021, Viddi 2009), y los posibles efectos del cambio climático (Hucke-Gaete et al. 2021, Viddi 2009). En efecto, información anecdótica sugiere que la distribución y abundancia del delfín austral podría haber cambiado durante la última década, debido en parte, al

incremento de las actividades industriales, tales como acuicultura, transporte marítimo y pesquerías en la región de Aysén (Hucke-Gaete et al. 2021)

Los bosques de huiro parecen ser un hábitat fundamental para los delfines australes en los ecosistemas costeros y su protección puede ser crucial para la conservación de esta especie (Viddi & Lescrauwaet 2005, Viddi et al. 2011). La expansión y desarrollo continuo de la exploración y explotación de petróleo y gas en el sur de Argentina es una amenaza latente y potencial en las poblaciones de delfines australes. Actualmente, no hay información para considerar si estas industrias están teniendo efectos directos sustanciales sobre los delfines australes, pero sus efectos potenciales sobre el ecosistema local y las especies que dependen de él significan que tales actividades deben ser monitoreadas de cerca.

8. CATEGORÍA DE CONSERVACIÓN

Nacional: “Preocupación menor” (Reglamento de Clasificación de Especies Silvestres (RCE) Ministerio de Medio Ambiente de Chile 2017)

Global: “Preocupación menor” (IUCN 2019)

CITES (2021): Apéndice II

9. REFERENCIAS

- Aguayo-Lobo, A., Torres, D. & Acevedo, J. 1998. Los Mamíferos Marinos de Chile: I. Cetacea. Serie Científica INACH 48: 19-159.
- Aguayo-Lobo, A., Acevedo, J. & Vargas, R. 2006 Diversidad de mamíferos marinos en las aguas del archipiélago de los Chonos (43° 39' s - 45° 50' S), XI Región de Chile. Cienc Tecnol Mar 29:129–145.
- Boy, C.C., Dellabianca, N., Goodall, R.N.P., Schiavini, A.C.M. 2011. Age and growth in Peale’s dolphin (*Lagenorhynchus australis*) in subantarctic waters off southern South America. Mamm Biol 76:634–639. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2011.03.001>
- Buschmann, A.H., Cabello, F., Young, K., et al. 2009. Salmon aquaculture and coastal ecosystem health in Chile: Analysis of regulations, environmental impacts and bioremediation systems. Ocean Coast Manag 52:243–249. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2009.03.002>
- Cipriano, F. 2018. Peale’s Dolphin: *Lagenorhynchus australis*. In: Würsig B, Thewissen JGM, Kovacs KM (eds) Encyclopedia of Marine Mammals (Third Edition). Academic Press, pp 698–701
- Claver JA, Iniguez MA, Lombardo DM, Von Lawzewitsch I (1992) Preliminary observations on ovarian activity and sexual maturity in female Peale’s dolphin (*Lagenorhynchus australis*). Aquat Mamm 18:85–88
- Crespo EA, Dans SL, Alonso MK, Pedraza SN (2007) Interacciones entre mamíferos marinos y pesquerías. In: El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Argentina, pp 151–169.
- de Haro JC, Iñiguez M (1997) Ecology and Behavior of the Peale’s Dolphin, *Lagenorhynchus australis* (Peale, 1848), at Cabo Virgenes (52 30’S, 68 28’W), in Patagonia, Argentina. Rep Int Whal Comm 47 (special issue):723–727.
- Dellabianca NA, Pierce GJ, Rey AR, et al (2016) Spatial Models of Abundance and Habitat Preferences of Commerson’s and Peale’s Dolphin in Southern Patagonian Waters. PLOS ONE 11:e0163441. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0163441>
- Durante CA, Crespo EA, Loizaga R (2021) Isotopic niche partitioning between two small cetacean species. Mar Ecol Prog Ser 659:247–259. <https://doi.org/10.3354/meps13575>
- Durante CA, Cunha HA, Crespo EA, Loizaga R (2020) Coming to light: First insight into the genetic diversity of Peale’s dolphins at a Patagonian MPA. Mar Mammal Sci 36:972–980. <https://doi.org/10.1111/mms.12671>
- France RL (1995) Carbon-13 enrichment in benthic compared to planktonic algae: foodweb implications. Mar Ecol Prog Ser 124:307–312. <https://doi.org/10.3354/meps124307>
- Franchini F, Smout S, Blight C, et al (2020) Habitat Partitioning in Sympatric Delphinids Around the Falkland Islands: Predicting Distributions Based on a Limited Data Set. Front Mar Sci 7:277. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00277>
- Gibbons J, Venegas C, Guzmán L, et al (2002) Programa de monitoreo de pequeños cetáceos en áreas selectas de la XII región. Valparaíso
- Goodall RNP (2009) Peale’s Dolphin: *Lagenorhynchus australis*. In: Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM (eds) Encyclopedia of Marine Mammals (Second Edition). Academic Press, London, pp 844–847
- Goodall RNP, Cameron IS (1980) Exploitation of small cetaceans off Southern South America. Rep Int Whal Comm 30:445–450.
- Goodall RNP, de Haro JC, Fraga F, et al (1997a) Sightings and behaviour of Peale’s dolphins, *Lagenorhynchus australis*, with notes on dusky dolphins, *L. obscurus*, off southernmost South America. Rep Int Whal Comm 47 (special issue):757–775.

- Goodall RNP, Norris KS, Galeazzi AR, et al (1988) On the Chilean dolphin, *Cephalorhynchus eutropia* (Gray 1846). In: Brownell RL Jr, Donovan GP (eds) *The biology of the Genus Cephalorhynchus*. International Whaling Commission, Cambridge, pp 197–257
- Goodall RNP, Norris KS, Schevill WE, et al (1997b) Review and update on the biology of Peale's dolphins, *Lagenorhynchus australis*. *Rep Int Whal Comm* 47 (special issue):777–796
- Goodall RNP, Schiavini ACM, Fermani C (1994) Net fisheries and net mortality of small cetaceans off Tierra del Fuego, Argentina. *Rep Int Whal Comm* 15 (special issue):295–304
- Harlin-Cognato AD, Honeycutt RL (2006) Multi-locus phylogeny of dolphins in the subfamily Lissodelphininae: character synergy improves phylogenetic resolution. *BMC Evol Biol* 6:87. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-6-87>
- Heinrich S (2006) Ecology of Chilean dolphins and Peale's dolphins at Isla Chiloe, southern Chile. PhD thesis, University of St Andrews, St. Andrews
- Heinrich S, Elwen S, Bräger S (2010) Chapter 15 - Patterns of Sympatry in *Lagenorhynchus* and *Cephalorhynchus*: Dolphins in Different Habitats. In: Würsig B, Würsig M (eds) *The Dusky Dolphin*. Academic Press, San Diego, pp 313–332
- Heinrich S, Genov T, Riquelme MF, Hammond PS (2019) Fine-scale habitat partitioning of Chilean and Peale's dolphins and their overlap with aquaculture. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 29:212–226. <https://doi.org/10.1002/aqc.3153>
- Hucke-Gaete R (2000) Review of the Conservation Status of Small cetaceans in Southern South America. CMS Report
- Hucke-Gaete R, Viddi FA, Simeone A (2021) Aves y mamíferos marinos de la Patagonia chilena: especies focales para la conservación de los ecosistemas marinos. In: *Conservación en la Patagonia Chilena: Evaluación del conocimiento, oportunidades y desafíos*. Ediciones UC, Santiago de Chile, pp 289–320
- Kemper CM, Pemberton D, Cawthorn M, et al (2006) Aquaculture and marine mammals: Co-existence or conflict? In: *Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues*. CSIRO, Melbourne, pp 209–225
- Leduc RG, Perrin WF, Dizon AE (1999) Phylogenetic Relationships Among the Delphinid Cetaceans Based on Full Cytochrome B Sequences. *Mar Mammal Sci* 15:619–648. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1999.tb00833.x>
- Lescrauwaet AK (1997) Notes on the behaviour and ecology of the Peale's dolphin *Lagenorhynchus australis*, in the Strait of Magellan, Chile. *Rep Int Whal Comm* 47 (special issue):747–755
- Lescrauwaet AK, Gibbons J (1994) Mortality of small cetaceans and the crab bait fishery in the Magallanes area of Chile since 1980. *Rep Int Whal Comm* 15:485–494
- Niklitschek EJ, Soto D, Lafon A, et al (2013) Southward expansion of the Chilean salmon industry in the Patagonian Fjords: main environmental challenges. *Rev Aquac* 5:172–195. <https://doi.org/10.1111/raq.12012>
- Quiñones RA, Fuentes M, Montes RM, et al (2019) Environmental issues in Chilean salmon farming: a review. *Rev Aquac* 11:375–402. <https://doi.org/10.1111/raq.12337>
- Reyes JC, Oporto JA (1994) Gillnet fisheries and cetaceans in the southeast Pacific. *Rep Int Whal Comm* 15:407–474
- Riccialdelli L, Newsome SD, Fogel ML, Goodall RNP (2010) Isotopic assessment of prey and habitat preferences of a cetacean community in the southwestern South Atlantic Ocean. *Mar Ecol Prog Ser* 418:235–248. <https://doi.org/10.3354/meps08826>
- Schiavini ACM, Goodall RNP, Lescrauwaet AK, Koen Alonso M (1997) Food habits of the Peale's dolphin, *Lagenorhynchus australis*: Review and new information. Report of the International Whaling Commission (Special Issue) 47: 827–834
- Siefeld W, Venegas C, Atalah A (1977) Consideraciones acerca del estado de los mamíferos marinos en Chile. *An Inst Patagon* 8:297–312
- Viddi FA (2009) Behavioural ecology of small cetaceans in the Northern Patagonian fjords, Chile. Ph.D. thesis. Macquarie University
- Viddi FA, Harcourt RG (2014) Behaviour of Chilean and Peale's dolphins in southern Chile: interspecific variability of sympatric species. *J Mar Biol Assoc U K FirstView*:1–9. <https://doi.org/10.1017/S0025315414000216>
- Viddi FA, Harcourt RG, Hucke-Gaete R, Field IC (2011) Fine-scale movement patterns of the sympatric Chilean and Peale's dolphins in the Northern Patagonian fjords, Chile. *Mar Ecol Prog Ser* 436:245–256. <https://doi.org/10.3354/meps09251>
- Viddi FA, Hucke-Gaete R, Torres-Florez JP, Ribeiro S (2010) Spatial and seasonal variability in cetacean distribution in the fjords of northern Patagonian, Chile. *ICES J Mar Sci* 67:959–970. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp288>
- Viddi FA, Lescrauwaet AK (2005) Insights on habitat selection and behavioural patterns of Peale's dolphins (*Lagenorhynchus australis*) in the Strait of Magellan, southern Chile. *Aquat Mamm* 31:176–183. (doi:10.1578/AM.31.2:2005.176)
- Vollmer NL, Ashe E, Brownell Jr. RL, et al (2019) Taxonomic revision of the dolphin genus *Lagenorhynchus*. *Mar Mammal Sci* 35:957–1057. <https://doi.org/10.1111/mms.12573>
- Zamorano-Abramson, Gibbons J, Capella J (2010) Diversity and summer distribution of cetaceans in inlet waters of northern Aysén, Chile. *An Insituto Patagon Chile* 38:149–152

4.1.1.14. DELFÍN LISO DEL SUR, *Lissodelphis peronii*

1. TAXONOMÍA

Reino: Animalia

División / Phylum: Chordata

Clase: Mammalia

Orden: Cetacea

Familia: Delphinidae

Género: *Lissodelphis*

Nombre científico: *Lissodelphis peronii*

Subespecies: No se distinguen subespecies.

Nombres comunes (español): Delfín liso del sur, delfín liso austral, tunina sin aleta.

(ingles): Southern right whale dolphin, finless dolphin.

2. DEFINICIÓN POBLACIONAL

El delfín liso austral se distribuye exclusivamente en aguas del hemisferio sur y ningún stock o identificación de poblaciones separado ha sido descrito (Jefferson & Leatherwood 1990).

3. RANGO GEOGRÁFICO

3.1. *Pacífico Suroriental*

La distribución de esta especie es poco conocida, a pesar de que es circumpolar y bastante común en toda su área de distribución. La especie se distribuye sólo en aguas subantárticas templadas frías del hemisferio sur entre los 30°S y 65°S (Brown 1982, Van Waerebeek et al. 1991, Jefferson et al. 1994, Newcomer et al. 1996). Además, es una especie principalmente oceánica, aunque puede acercarse a la costa en áreas de aguas costeras profundas y zonas de surgencia (Rose & Payne 1991, Jefferson et al. 1994). En el Pacífico Suroriental, el registro más septentrional ha sido informada para la localidad de Pucusana, norte de Perú (12°30'S; Van Waerebeek et al. 1991), y el más sureño alrededor de los 57°S en el paso Drake (Kasamatsu et al. 1990).

3.2.- *Aguas chilenas*

La distribución en aguas chilenas del delfín liso austral es poco conocida aun cuando es sugerido que están presentes todo el año. Los registros disponibles (n = 82) dan cuenta de una distribución que abarca desde Arica hasta Cabo de Hornos, con la mayor frecuencia de avistamientos al norte de los 40°S (n = 43 registros). Los registros también dan cuenta que la distribución es preferentemente oceánica, con distancias de hasta 170 y 250 km costa afuera al norte y sur de los 40°S, respectivamente (Van Waerebeek et al. 1991). Sin embargo, su ocurrencia en la zona costera también ha sido informada basada en unos pocos avistamientos. La presencia ocasional en aguas de los canales y fiordos australes ha sido informado basado en algunos pocos especímenes varados o restos de esqueletos encontrados (Goodall 1978, 1989; Venegas & Sielfeld 1978; Gibbons et al. 2000). Recientemente, Pinto et al. (2019) informan de dos avistamientos ocurridos en aguas del estrecho de Magallanes en marzo y abril de 2018, representando el primer registro de ocurrencia de animales vivos en aguas interiores del sistema de canales del país.

4. ASPECTOS ECOLÓGICOS

4.1- Hábitat

El conocimiento del hábitat del delfín liso austral es escaso. En general este delfín ocurre principalmente en aguas oceánicas profundas y frías con temperaturas de 1° a 20°C (Cruickshank & Brown 1981, Kasamatsu et al. 1988). A veces pueden acercarse a la costa, especialmente en zonas donde las aguas profundas se acercan a la costa y con surgencia (Smith et al. 1986).

4.2.- Alimentación

Se ha señalado que el delfín liso se alimenta primariamente sobre peces mesopelágicos y calamares (Jefferson et al. 1994). En Chile, la única información disponible proviene de Torres & Aguayo (1979) quienes informan sobre el contenido estomacal de un ejemplar arponeado a unos 10-12 millas frente a Papudo en mayo de 1975. El análisis mostró una dieta costera epipelágica compuesta principalmente de peces linternas de las familias Myctophidae, Bathylagidae y Gonostomatidae; y cefalópodos. La mayor frecuencia de otolitos encontrados fue de *Hygophum hanseni* (98%) entre los peces, y *Gonatus antarcticus* (56.5%) entre los picos de cefalópodos recuperados.

4.3.- Reproducción

La biología reproductiva del delfín liso austral es casi desconocida. Sobre la base de unos escasos ejemplares varados se conoce que individuos de 218 y 251 cm de longitud fueron maduros (Baker 1981; Jefferson et al. 1994), y que cinco hembras en gestación varadas en noviembre tuvieron fetos a término (Cawthorn 1990), mientras que otra varada en abril tuvo un feto a término de 102 cm (Van Waerebeek & Oporto 1990).

4.4.- Migración

Se ha sugerido sobre la base de unos pocos registros que este delfín podría realizar algún tipo de movimiento migratorio hacia el norte en el invierno austral y la primavera (Van Waerebeek et al. 1991).

5. TAMAÑO POBLACIONAL Y TENDENCIA

Ninguna estimación de tamaño poblacional o tendencia es disponible para el delfín liso austral en todo su rango de distribución, incluyendo las aguas de Chile. Sin embargo, basado en algunos cruceros y eventos de varamientos se sugiere que este delfín podría ser uno de los cetáceos más comunes (Van Waerebeek et al. 1991). Por su parte, la única información de mayor certeza es proporcionado por Aguayo et al. (1998) basado en ocho índices de abundancia relativa que fueron informados y/o calculados de los datos de avistamientos de cruceros de observación cetológica entre el período de 1966 a 1998. Los autores indican que la abundancia relativa de esta especie en el año 1966 fue relativamente alta en la zona centro - sur del país (máximo: 123 animales/día) y que, en la década de 1990, con excepción de septiembre de 1994, la abundancia relativa es también comparativamente alta entre los 40°S y 53°S (máximo: 180 animales/día), en comparación con la zona centro del país.

6. INTERACCIÓN/MORTALIDAD CON ACTIVIDADES HUMANAS

6.1.- Capturas

El delfín liso austral fue una especie capturada directamente para el consumo humano y para usarlos también como carnada de espineles en la zona central y sur del país, siendo estos hechos ocasionales

por su hábito pelágico y poco significativo (Aguayo 1975, Torres & Aguayo 1979). Actualmente no se dispone de información de capturas directas.

6.2.- Interacción con pesquería y acuicultura

Interacciones con pesquerías del pez espada ha sido documentada principalmente en la zona centro-norte del país en la década de 1980 y 1990 resultando en animales capturados y muertos (Reyes & Brito 1990; Van Waerebeek et al. 1991). Actualmente no se dispone de registros publicados de interacción o mortalidad por interacción con pesquerías.

6.3.- Colisiones con buques

No se dispone de información sobre lesiones o muertes provocadas por colisiones con embarcaciones.

6.4.- Pérdida de Hábitat / Degradación

No se conocen estudios publicados que permitan inferir que esta especie puede tener pérdida o degradación de hábitat; sin embargo, en otras especies de pequeños cetáceos pelágicos se han documentado altas concentraciones de contaminantes ambientales (O'Shea et al. 1980). No obstante, es conocido que las perturbaciones humanas van más allá de la zona costera, y por tanto, pueden degradar el hábitat a largo plazo, especialmente con el aumento de la contaminación acústica (e.g., ruido de embarcaciones comerciales, de actividad de prospección sísmica y ejercicios navales); contaminación química (e.g., escorrentía de la agricultura terrestre, derrames de petróleo, productos de la acuicultura, emisarios submarinos, contaminantes orgánicos domiciliario e industriales, y vaciado de lastre) las cuales son transportadas por las corrientes marinas; y eventos de enredamiento (e.g., en desechos marinos, equipos de pesca que son abandonadas).

7. AMENAZAS POTENCIALES

Se desconocen los impactos y las implicaciones exactas del cambio climático en los pequeños cetáceos, pero se considera que es una de las mayores amenazas actuales que enfrentan. Cualquier cambio resultante en la distribución y calidad de las presas podría conducir a cambios en el comportamiento de búsqueda de alimento, estrés nutricional y disminución de la reproducción. Además, los cambios en la temperatura y las corrientes oceánicas podrían afectar el momento de las señales ambientales importantes para la navegación.

Los impactos potenciales del cambio climático y oceanográfico pueden ser dobles:

- Disponibilidad de hábitat, donde factores como las corrientes oceánicas y el calentamiento gradual de la temperatura del agua pueden ocasionar que las áreas de hábitat actualmente utilizadas no sean adecuadas o fuerce un desplazamiento del rango de distribución más al sur a áreas subóptimas.
- Disponibilidad de alimentos, donde los cambios en el clima y los procesos oceanográficos también pueden conducir a una disminución de la productividad y diferentes patrones de distribución y disponibilidad de presas.

8. CATEGORÍA DE CONSERVACIÓN

Nacional: "Datos Insuficientes" (Reglamento de Clasificación de Especies (RCE), Ministerio de Medio Ambiente de Chile, 2008).

Global: "Preocupación menor" (Braulik 2018).

Lissodelphis peronii no se encuentra clasificada en ningún Apéndice de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES).

9. REFERENCIAS

- Aguayo, A. 1975. Progress Report on Small Cetacean Research in Chile. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32(7): 1123-1143.
- Aguayo-Lobo, A., Torres, D. & Acevedo, J. 1998. Los Mamíferos Marinos de Chile: I. Cetacea. *Serie Científica INACH* 48: 19-159.
- Baker, A.N. 1981. The southern right whale dolphin *Lissodelphis peronii* (Lacépède) in Australasian waters. *Records of the National Museum of New Zealand* 2: 17-34.
- Braulik, G. 2018. *Lissodelphis peronii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T12126A50362558.
- Brown, S.G. 1982. Southern right whale dolphins off the Southwest Africa coast. *Marine Observer* 5: 33-34.
- Cawthorn, M.W. 1990. New Zealand. Progress report on cetacean research, April 1988 to May 1989. Report of the International Whaling Commission 40: 202-205.
- Cruikshank, R.A. & Brown, S.G. 1981. Recent observations and some historical records of southern right-whale dolphins *Lissodelphis peronii*. *Fishery Bulletin of South Africa* 15: 109-121.
- Gibbons, J., Gazitua, F. & Venegas, C. 2000. Cetacean in the Strait of Magellan and Otway, Skyring and Almirantazgo sounds. *Anales del Instituto de la Patagonia* 28: 107-118.
- Goodall, R.N.P. 1978. Report on the small cetaceans stranded on the coasts of Tierra del Fuego. *Scientific Report of Whales Research Institute* 30: 197-230.
- Goodall, R.N.P. 1989. The lost whales of Tierra del Fuego. *Oceanus* 32: 89-95.
- Jefferson, T. & Leatherwood, S. 1990. Southern right whale dolphin. In: Martin AR (ed.), *Whales and Dolphins*. London: Salamander Books.
- Jefferson, T.A., Newcomer, M.W., Leatherwood, S. & van Waerebeek, K. 1994. Right whale dolphins *Lissodelphis borealis* (Peale, 1848) and *Lissodelphis peronii* (Lacépède, 1804). In: Ridgway, S.H. & Harrison, R. (ed.), *Handbook of Marine Mammals*, Vol. 5. Academic, London. Pp. 335-362.
- Kasamatsu, F., Hembree, D., Joyce, G., Tsunoda, L., Rowlett, R. & Nakano, T. 1988. Distribution of cetacean sightings in the Antarctic: Results obtained from the IWC/IDCR minke whale assessment cruises, 1978/79 to 1983/84. Report of the International Whaling Commission 38: 449-487.
- Kasamatsu, F., Joyce, G.G., Ensor, P. & Mermoz, J. 1990. Current occurrence of Cetacea in the Southern Hemisphere; results from the IWC/IDCR southern hemisphere minke whale assessment cruises, 197/79-1987/88. Document SC/42/O15 presented to the Scientific Committee of the International Whaling Commission.
- Newcomer, M.W., Jefferson, T.A. & Brownell Jr, R.L. 1996. *Lissodelphis peronii*. *Mammalian Species* 531: 1-5.
- O'Shea, T.J., Brownell Jr, R.L., Clark Jr, D.R., Walker, W.A., Gay, M.L. & Lamont, T.G. 1980. Organochlorine pollutants in small cetaceans from the Pacific and South Atlantic Oceans, November 1968-June 1976. *Pesticides Monitoring Journal* 14: 35-46.
- Pinto-Torres, M., Acevedo, J., Mora, C., Iglesias, E., Bravo, D. & Martínez, F. 2019. Sighting of southern right whale dolphin *Lissodelphis peronii* in the Magellan Strait, Chile. *Polar Biology* 42: 633-638.
- Reyes, J.C. & Brito, J.L. 1990. Primer registro del género *Nasitrema* (Trematoda, Digenea) en el delfín liso austral *Lissodelphis peronii* (Lacépède, 1804). Abstract de la IV Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur, 12-15 noviembre 1990, Valdivia, Chile.
- Rose, B. & Payne, A.I.L. 1991. Occurrence and behavior of the southern right whale dolphin *Lissodelphis peronii* off Namibia. *Marine Mammal Science* 7: 25-34.
- Smith, R.C., Dustan, P., Au, D., Baker, K.S. & Dunlap, E.A. 1986. Distribution of cetaceans and sea-surface chlorophyll concentrations in the California Current. *Marine Biology* 91: 385-402.
- Torres, D. & Aguayo, A. 1979. Hábitos alimentarios de *Lissodelphis peronii* (Lacépède 1804), en Chile central (Cetacea: Delphinidae). *Revista de Biología Marina* 16(3): 221-224.
- Van Waerebeek, K., Canto, J., González, J., Oporto, J. & Brito, J.L. 1991. Southern right Whale dolphins, *Lissodelphis peronii* off the Pacific coast of South America. *Mammalian Biology* 56: 284-295.

4.1.1.15. DELFÍN CHILENO, *Cephalorhynchus eutropia*

1. TAXONOMÍA

Reino: Animalia

División / Phylum: Chordata

Clase: Mammalia

Orden: Cetacea

Familia: Delphinidae

Género: *Cephalorhynchus*

Nombre científico: *Cephalorhynchus eutropia*

Subespecies: No se reconocen subespecies.

Nombres comunes (español): Delfín chileno, tonina.

(ingles): Chilean dolphin, black dolphin.

2. DEFINICIÓN DE POBLACIÓN

Cephalorhynchus eutropia es la única especie de cetáceo endémica reconocida para Chile. Dos subpoblaciones son propuestas basadas en diferencias genéticas halladas, proponiéndose una subpoblación de costa expuesta hacia el norte de península de Taitao y otra en las aguas protegidas al sur de los fiordos y canales (Pérez-Álvarez et al. 2015).

3. RANGO GEOGRÁFICO

3.1. Pacífico Suroriental

Se distribuye desde aproximadamente 30°S hasta el Cabo de Hornos (56°S) en el extremo sur de América del Sur. Se han registrado avistamientos extralimitales inusuales de algunos delfines chilenos mezclados en grupos de toninas overa (*Cephalorhynchus commersonii*) en el sur de Argentina (Morgenthaler et al. 2014).

3.2. Aguas chilenas

El registro más septentrional se encuentra frente a las aguas de Concón, Valparaíso (33°S) (Aguayo-Lobo et al. 1998) y el más austral en seno Grandi, isla Navarino (55°15'S) (Norris 1968). Como es común para otros miembros del género, se encuentra en aguas costeras poco profundas. A pesar de la extensión del área de distribución, esta se cree que es fragmentada y en parches, siendo más frecuente al sur de Valdivia (Goodall 1994). Habita dos regiones biogeográficas marinas diferentes: al norte de Isla Chiloé (42°S) se encuentra a lo largo de la costa expuesta del Pacífico, y al sur se le ve principalmente en las aguas protegidas de los archipiélagos, canales y fiordos del sur de Chile (Goodall et al. 1988). Existen pocos avistamientos recientes al sur o al este de Punta Arenas (53°S).

4. ASPECTOS ECOLÓGICOS

4.1. Hábitat

Como para otras especies del género *Cephalorhynchus*, el delfín chileno habita aguas costeras frías y poco profundas, principalmente en dos áreas geográficas distintivas: (1) los canales y fiordos entre la isla de Chiloé y el cabo de Hornos; y (2) costa expuesta, bahías y especialmente estuarios al norte de Chiloé hasta Valparaíso (Dawson 2009, Goodall 1994).

En general, esta especie prefiere cuerpos de agua más bien protegidos, de baja profundidad, zonas estuarinas o cercanos a desembocadura de ríos y aguas más bien turbias (Heinrich et al. 2019, Pérez-Álvarez et al. 2007, Ribeiro et al. 2007, Viddi et al. 2010, 2015). Los delfines chilenos también tienden a preferir áreas con importante influencia de las corrientes de marea, donde toman ventaja de la acumulación de peces para alimentarse (Viddi 2009).

4.2. Alimentación

No se han realizado estudios sistemáticos sobre la dieta, pero la evidencia anecdótica sugiere que los delfines chilenos se alimentan de peces de aguas poco profundas, como sardinas, anchovetas, róbalos pequeños o pejerreyes, así como cefalópodos y posiblemente crustáceos (Goodall 1994, Viddi obs pers.).

4.3. Reproducción

No hay a la fecha estudios enfocados en la reproducción del delfín chileno. Este aspecto se ha estudiado solo en toninas overas y los delfines de Héctor, pero se sugiere que los parámetros reproductivos para el género *Cephalorhynchus* son similares (Dawson 2018). Así, se estimada que las hembras dan a luz a su primera cría entre los 6 y los 9 años, desde la primavera hasta finales del verano. Los machos alcanzan la madurez sexual entre los 5-9 años. El apareamiento y el parto ocurren desde la primavera hasta fines del verano, y el período de gestación es de alrededor de 10 a 11 meses (Dawson 2018).

4.4. Migración

No presentan una migración como tal. Los delfines chilenos parecen presentar patrones de movimientos muy limitados y la mayoría de los delfines residen en áreas pequeñas (Heinrich 2006, Viddi et al. 2011). En zonas donde se han realizado estudios durante todo el año, han mostrado que los delfines chilenos residen en las mismas áreas (bahías o estuarios) durante todas las estaciones (Crovetto & Medina 1991, Heinrich 2006, Pérez-Álvarez et al. 2007). Para delfines chilenos en el sur de la Isla Grande de Chiloé (Yaldad), los ámbitos de hogar fluctúan entre 22 km² y 42 km², mientras que las áreas núcleo presentan un promedio de 8.4 km² (Heinrich 2006).

5. TAMAÑO Y TENDENCIA POBLACIONAL

Si bien la evaluación desarrollada por Heinrich & Reeves (IUCN 2017) indica que el número de individuos maduros de delfines chilenos está en disminución, no existe información empírica y argumentación robusta suficiente sobre la tasa de natalidad, ni mortalidad, que permitan detectar tendencias poblacionales actuales. La única estimación de abundancia local existente fue dada por Heinrich (2006) para un área de aproximadamente 270 km² al sureste de la isla Grande de Chiloé, estimándose 60 delfines. La población para toda su área de distribución parece ser pequeña (algunos miles como máximo), aunque la rareza percibida de estos delfines puede deberse, en cierta medida, a la falta de esfuerzo de observación. Dado los esfuerzos por generar nueva información empírica en los últimos años en algunas áreas, los delfines chilenos se ven regularmente y se piensa son más abundantes en Constitución (río Maule), al sur de Concepción (golfo de Arauco), al suroeste de Puerto Montt, en el sureste del archipiélago de Chiloé, en las aguas del Parque Nacional Laguna San Rafael, en las costas de la Reserva Nacional Guaitecas, en las cercanías de Puerto Natales y al oeste de Punta Arenas (Gibbons et al. 2002, Goodall et al. 1988, Heinrich et al. 2019, Pérez-Álvarez et al. 2007, Viddi et al. 2010, 2015). No serían tan frecuentes en los fiordos más australes de Chile (Gibbons et al. 2002, Zamorano-Abramson et al. 2010).

6. INTERACCIÓN / MORTALIDAD CON ACTIVIDADES HUMANAS

6.1. Capturas

El grado y la naturaleza de muchos de los potenciales impactos humanos sobre las poblaciones de delfín chileno es todavía desconocido. Durante la década del 80 y mediados del 90, los delfines chilenos fueron objeto de capturas directas, principalmente para el uso de su carne como carnada en la lucrativa industria de la centolla, *Lithodes santolla*, y centollón, *Paralomis granulosa* (Lescrauwaet & Gibbons 1994), y en menor grado para el consumo humano (Aguayo-Lobo 1975). Se estima que, a fines de 1970, fueron capturados entre 1.250 y 4.120 delfines/año (principalmente delfines australes, chilenos y tonina overa; Lescrauwaet & Gibbons 1994). Entre 1.300-1.500 delfines chilenos pueden haber sido arponeados cada año cerca del oeste del Estrecho de Magallanes a fines de la década de 1970 y principios de la de 1980 (Goodall 1994). Los delfines chilenos ahora están virtualmente ausentes en esta área. La captura directa de ejemplares para ser usado como cebo de carnada parece haber cesado; la legislación es ahora más restrictiva y la pesca de centolla ha disminuido. Sin embargo, no existe seguimiento de las capturas de cetáceos (deliberado o incidental), y si bien la caza de delfines es ilegal en Chile, la aplicación de la ley y fiscalización en áreas remotas es difícil y generalmente inexistente.

6.2. Interacción con pesquería y acuicultura

Históricamente, los pescadores de las zonas costeras al norte de la Isla Grande de Chiloé arponaban delfines o utilizaban a los capturados incidentalmente en sus redes como cebo para la pesca de Róbalo (*Eleginops maclovinus*), pez espada (*Xiphias gladius*) y trampas para jaibas (Goodall et al. 1988). En el presente, se conoce que la mortalidad incidental en las artes de pesca se produce en toda la zona de distribución y, particularmente, las pesquerías costeras con redes de enmalle representan una amenaza potencialmente grave para las subpoblaciones locales. Desafortunadamente, no existe una estimación de la mortalidad incidental total en Chile. La información existente es desactualizada, como los datos históricos para Queule que mostraron en su momento que los delfines chilenos comprendían casi la mitad de los delfines capturados con redes de enmalle colocadas desde unos 30 barcos (Reyes & Oporto 1994). Esto implicaba una captura de entre 65 y 70 delfines chilenos por año en este puerto (Goodall 1994). Los eventos de captura incidental rara vez se informan, pero para pequeñas subpoblaciones residentes, incluso una pequeña cantidad de muertes incidentales podría tener consecuencias sustanciales a nivel de población. Las actividades de acuicultura (salmón y bivalvos) es a la fecha una de las amenazas identificadas más importante para los delfines chilenos habitando la porción sur de su distribución, en los canales y fiordos (Hucke-Gaete et al. 2021; Viddi et al. 2015). Hoy existe evidencia de que los delfines chilenos son capturados incidentalmente en redes anti-depredadores instaladas alrededor de las granjas de salmón, principalmente para evitar las pérdidas por depredación lobos marinos (Espinosa-Miranda et al. 2020, Viddi 2009, M. Fuentes, comunicación personal, marzo de 2013).

6.3.- Colisiones con buques

No se dispone de información sobre lesiones o muertes provocadas por colisiones con embarcaciones.

6.4.- Pérdida de Hábitat / Degradación

Además de los posibles impactos de las capturas incidentales en pesquerías, se debe sumar las consecuencias posibles de la sobre-explotación de recursos pesqueros (especies presa de importancia para los delfines) y degradación de hábitat costeros por diferentes actividades (Heinrich 2006, Hucke-Gaete 2000, Hucke-Gaete et al. 2021, Viddi et al. 2015). En efecto, información anecdótica sugiere que la distribución y abundancia del delfín chileno podría haber cambiado durante la última década (Heinrich 2006). Estos cambios pueden deberse en parte al incremento de las actividades industriales, tales como acuicultura, transporte marítimo y pesquerías (Hucke-Gaete et al. 2021).

7. AMENAZAS POTENCIALES

Las actividades de acuicultura (salmón y bivalvos) es a la fecha una de las amenazas identificadas más importante para los delfines chilenos habitando la porción sur de su distribución, en los canales y fiordos (Hucke-Gaete et al. 2021, Viddi et al. 2015). Desde su introducción de manera intensiva en Patagonia, la acuicultura ha sido responsable de importantes impactos en los ecosistemas marinos debido a la generación de contaminación, efecto de salmones escapados, incremento en el tráfico de embarcaciones (Buschmann et al. 2009, Niklitschek et al. 2013, Quiñones et al. 2019), lo que ha llevado a su vez en posibles consecuencias para los delfines chilenos, como restricción de sus movimientos y pérdida de hábitats importantes y cambios conductuales (Heinrich et al. 2019, Kemper et al. 2006, Ribeiro et al. 2005, 2007; Viddi et al. 2015).

8. ESTADO DE CONSERVACIÓN

Nacional: “Vulnerable” (VU) C1 desde la Región de Los Lagos al norte y “Casi Amenazada” (NT) desde la Región de Aysén al sur. (

Reglamento de Clasificación de Especies Silvestres (RCE, 2011).

Global: “Casi Amenazado” C1+2a(i); versión 3.1 de la Lista Roja de la IUCN (IUCN, 2017).

CITES (2021): Apéndice II

9. REFERENCIAS

- Aguayo-Lobo, A. 1975. Progress Report on Small Cetacean Research in Chile. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32: 1123–1144.
- Aguayo-Lobo, A., Torres, D., Acevedo, J. 1998. Los mamíferos marinos de Chile: I. Cetacea. *Serie Científica INACH* 48: 19–159.
- Buschmann AH, Cabello F, Young K, Carvajal J, Varela DA, Henríquez L (2009) Salmon aquaculture and coastal ecosystem health in Chile: Analysis of regulations, environmental impacts and bioremediation systems. *Ocean & Coastal Management* 52: 243–249.
- Christie C (2005) Niveles de organización social del delfín chileno *Cephalorhynchus eutropia* (Gray, 1846) y delfín austral *Lagenorhynchus australis* (peale, 1848) en la isla de Chiloé, X Región, Chile.
- Crovetto A, Medina G (1991) Comportement du dauphin chilien (*Cephalorhynchus eutropia*, Gray, 1846) dans les eaux du sud du Chili. *Mammalia* 55: 329–338.
- Dawson SM (2018) *Cephalorhynchus* Dolphins: *C. heavisidii*, *C. eutropia*, *C. hectori*, and *C. commersonii*. In: Würsig B, Thewissen JGM, Kovacs KM (eds) *Encyclopedia of Marine Mammals*, 166–172. Academic Press Inc.
- Espinosa-Miranda C, Caceres B, Blank O, Fuentes-Riquelme M, Heinrich S (2020) Entanglements and Mortality of Endemic Chilean Dolphins (*Cephalorhynchus eutropia*) in Salmon Farms in Southern Chile. *Aquatic Mammals* 46: 337–343.
- Gibbons J, Venegas C, Guzmán L, Pizarro G, Boré D, Galvez P (2002) *Programa de monitoreo de pequeños cetáceos en áreas selectas de la XII región*. Valparaiso.
- Goodall RNP (1994) Chilean dolphins *Cephalorhynchus eutropia* (Gray, 1846). In: Ridgway SH, Harrison SR (eds) *Handbook of marine mammals*, 269–287. Academic Press, San Diego.
- Goodall RNP, Norris KS, Galeazzi AR, Oporto JA, Cameron IS (1988) On the Chilean dolphin, *Cephalorhynchus eutropia* (Gray 1846). In: Brownell RL Jr, Donovan GP (eds) *The biology of the Genus Cephalorhynchus*, 197–257. International Whaling Commission, Cambridge.
- Heinrich S (2006) Ecology of Chilean dolphins and Peale’s dolphins at Isla Chiloé, southern Chile.
- Heinrich S, Elwen S, Bräger S (2010) Chapter 15 - Patterns of Sympatry in *Lagenorhynchus* and *Cephalorhynchus*: Dolphins in Different Habitats. In: Würsig B, Würsig M (eds) *The Dusky Dolphin*, 313–332. Academic Press, San Diego.
- Heinrich S, Genov T, Riquelme MF, Hammond PS (2019) Fine-scale habitat partitioning of Chilean and Peale’s dolphins and their overlap with aquaculture. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29: 212–226.
- Hucke-Gaete R (2000) *Review of the Conservation Status of Small cetaceans in Southern South America*. Convention on Migratory Species, Bonn.
- Hucke-Gaete R, Viddi FA, Simeone A (2021) Aves y mamíferos marinos de la Patagonia chilena: especies focales para la conservación de los ecosistemas marinos. In: Castilla JC, Armesto JJ, Martínez-Harms MJ (eds) *Conservación en la Patagonia Chilena: Evaluación del conocimiento, oportunidades y desafíos*, 289–320. Ediciones UC, Santiago de Chile.

IUCN (2017) IUCN Red List of Threatened Species. version 3.1.

Kemper CM, Pemberton D, Cawthorn M, Heinrich S, Mann J, Würsig B, Shaughnessy P, Gales R (2006) Aquaculture and marine mammals: Co-existence or conflict? *Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues.*, 209–225. CSIRO, Melbourne.

Lescrauwaet AK, Gibbons J (1994) Mortality of small cetaceans and the crab bait fishery in the Magallanes area of Chile since 1980. *Report of the International Whaling Commission* 15: 485–494.

Morgenthaler A, Fernández J, Moraga R, Olavarría C (2014) Chilean dolphins on the Argentine Atlantic coast. *Marine Mammal Science* 30: 782–787.

Niklitschek EJ, Soto D, Lafon A, Molinet C, Toledo P (2013) Southward expansion of the Chilean salmon industry in the Patagonian Fjords: main environmental challenges. *Reviews in Aquaculture* 5: 172–195.

Norris K (1968) Cruise Report R/V Hero: November 12- December 11, 1968, Valparaiso – Punta Arenas, Chile.

Pérez-Álvarez MJ, Alvarez E, Aguayo-Lobo A, Olavarría C (2007) Occurrence and distribution of Chilean dolphin (*Cephalorhynchus eutropia*) in coastal waters of central Chile. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 41: 405–409.

Pérez-Álvarez MJ, Olavarría C, Moraga R, Baker CS, Hamner RM, Poulin E (2015) Microsatellite Markers Reveal Strong Genetic Structure in the Endemic Chilean Dolphin. *PLOS ONE* 10: e0123956.

Pérez-Álvarez MJ, Olavarría C, Moraga R, Baker CS, Hamner RM, Poulin E (2016) Historical dimensions of population structure in a continuously distributed marine species: The case of the endemic Chilean dolphin. *Scientific Reports* 6: 35507.

Quiñones RA, Fuentes M, Montes RM, Soto D, León-Muñoz J (2019) Environmental issues in Chilean salmon farming: a review. *Reviews in Aquaculture* 11: 375–402.

Reyes JC, Oporto JA (1994) Gillnet fisheries and cetaceans in the southeast Pacific. *Report of the International Whaling Commission* 15: 407–474.

Ribeiro S, Viddi FA, Cordeiro JL, Freitas TRO (2007) Fine-scale habitat selection of Chilean dolphins (*Cephalorhynchus eutropia*): interactions with aquaculture activities in southern Chiloé Island, Chile. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87: 119–128. (doi:10.1017/S0025315407051594).

Ribeiro S, Viddi FA, Freitas TRO (2005) Behavioural responses by Chilean dolphins (*Cephalorhynchus eutropia*) to boats in Yaldad bay, southern Chile. *Aquatic Mammals* 31: 234–242.

Viddi FA (2009) Behavioural ecology of small cetaceans in the Northern Patagonian fjords, Chile. Ph.D. thesis.

Viddi FA, Harcourt RG (2014) Behaviour of Chilean and Peale's dolphins in southern Chile: interspecific variability of sympatric species. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* FirstView: 1–9.

Viddi FA, Harcourt RG, Hucke-Gaete R (2016) Identifying key habitats for the conservation of Chilean dolphins in the fjords of southern Chile. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 26: 506–516.

Viddi FA, Harcourt RG, Hucke-Gaete R, Field IC (2011) Fine-scale movement patterns of the sympatric Chilean and Peale's dolphins in the Northern Patagonian fjords, Chile. *Marine Ecology Progress Series* 436: 245–256.

Viddi FA, Hucke-Gaete R, Torres-Florez JP, Ribeiro S (2010) Spatial and seasonal variability in cetacean distribution in the fjords of northern Patagonian, Chile. *ICES Journal of Marine Science* 67: 959–970.

Zamorano-Abramson J, Gibbons J, Capella J (2010) Diversity and summer distribution of cetaceans in inlet waters of northern Aisén, Chile. *Anales Instituto de la Patagonia (Chile)* 38: 149–152.

4.1.1.16. TONINA OVERA, *Cephalorhynchus commersonii*

1. TAXONOMÍA

Reino: Animalia

División / Phylum: Chordata

Clase: Mammalia

Orden: Cetartiodactyla

Familia: Delphinidae

Género: *Cephalorhynchus*

Nombre científico: *Cephalorhynchus commersonii*

Subespecies: Dos subespecies han sido reconocidas, *C. c. commersoni* para Sudamérica y *C. c. kerguelensis* para las islas Kerguelen, basadas en análisis morfológicos y molecular (Robineau et al. 2007). La subespecie Kerguelen aparentemente fue fundada por unos pocos individuos hace tan solo 10.000 años.

Nombres comunes: (español): Tonina overa, tunina overa, delfín de Commerson.

(inglés): Commerson's dolphin.

2. DEFINICIÓN POBLACIONAL

Análisis genéticos de *Cephalorhynchus commersonii commersonii* han dado evidencia de una diferenciación significativa entre diferentes áreas (Tierra del Fuego y Santa Cruz) a escalas geográficas pequeñas, considerándolas como subpoblaciones (Cipriano et al. 2011, Pimper et al. 2010). Cipriano et al. (2011), utilizando datos de secuencia mitocondrial, indicaron una subdivisión poblacional significativa entre ría Deseado, bahía San Julián, ría Gallegos, y una pequeña muestra de delfines derivados de animales originalmente capturados en el estrecho de Magallanes (ahora cautiva en Seaworld San Diego). Esta investigación proporciona evidencia importante de la reducción del flujo de genes y la diferenciación genética dentro de las subpoblaciones locales de tonina overa a lo largo de un tramo de costa relativamente pequeño. Similarmente, Pimper et al. (2011) encontraron diferencias genéticas generales significativas entre áreas dentro de Tierra del Fuego de Chile y Argentina. En la misma investigación, un análisis de estructura poblacional de sexo sugirió que las tasas de dispersión tanto de hembras como de machos son bajas, indicativo de hembras mostrando una mayor fidelidad al sitio. Por otro lado, la distribución costera alrededor de las islas Malvinas (Falkland) y el sur de América del Sur sugiere que hay escasa interacción entre las poblaciones de estas regiones (White et al. 2002).

Se han identificado dos "stocks ecológicos" basados en diferencias en las cargas de parásitos y patrones de consumo de presas (Berón-Vera et al. 2001). La morfología del cráneo respalda el reconocimiento de esos dos stocks (Pedraza 2008).

3. RANGO GEOGRÁFICO

3.1. Pacífico Sur Oriental

Las dos subespecies de tonina overa están separadas por 130° de longitud y unos 8.500 km de distancia. La subespecie *Cephalorhynchus commersonii commersonii* habita principalmente en las aguas costeras del océano Atlántico de América del Sur y las islas Malvinas/Falkland. En el Pacífico Suroriental algunos delfines solitarios y pequeños grupos son avistados en su distribución sureña.

3.2. Aguas chilenas

Las toninas overas son observadas principalmente en el sector oriental del estrecho de Magallanes (Venegas & Atalah 1987, Goodall et al. 1988, Leatherwood et al. 1988, Aguayo-Lobo et al. 1998, Gibbons et al. 2000). También se ha informado pequeños grupos en las aguas adyacentes de seno Skyring, canal Fitz Roy, seno Otway y seno Almirantazgo (Sielfeld & Venegas 1978, Gibbons et al. 2000, Acevedo et al. 2019). Adicionalmente, hay algunos registros en la sección central y occidental del estrecho de Magallanes, hasta el canal Beagle (Aguayo-Lobo 1975, Gibbons et al. 2000, Goodall 1978, Goodall et al. 1988a). Registros inusuales han sido documentado en el mar interior de Chiloé (Capella & Gibbons 1991) y cerca de la laguna San Rafael (estero Elefantes, F.A. Vididi com. pers.).

4. ASPECTOS ECOLÓGICOS

4.1. Hábitat

Las toninas overas habitan aguas costeras frías tanto a lo largo de costas expuestas, en fiordos protegidos, bahías, puertos y desembocaduras de ríos, y ocasionalmente se aventuran río adentro. En el estrecho de Magallanes, prefieren las áreas con influencia de las fuertes corrientes de la primera y segunda Angostura, donde la corriente puede alcanzar o superar los 15 km/h (Goodall 1994b). Dellabianca et al. (2016) mencionan que las toninas overas utilizan principalmente las aguas de la plataforma < 200 m de profundidad y con mayor frecuencia cerca de la costa (menos de 60 km). Iñiguez & Tossenberger (2007), por su parte, registraron toninas overas 24 km río arriba en Deseado. Pedraza (2008) concluyó que los frentes costeros afectan la densidad y abundancia de presas y determinan el patrón de distribución de la especie. Las densidades más altas en su estudio se observaron en el norte de la provincia de Santa Cruz y Tierra del Fuego. En las islas Malvinas (Falklands) se encontró que esta especie tiene una distribución altamente costera, con la mayoría de los registros en aguas parcialmente protegidas y dentro de los 10 km de la costa, sin registros a más de 25 km de la costa (White et al. 2002). Fuera del continente Sudamericano, las toninas overas parecen preferir áreas donde la plataforma continental es ancha y plana, la amplitud de las mareas es grande y las temperaturas están influenciadas por la corriente de Malvinas. Alrededor de las islas Malvinas y Kerguelen, así como fuera de Argentina continental, las toninas overas se ven a menudo nadando dentro o en los bordes de los bancos de huiro. A veces se mueven muy cerca de la costa, incluso dentro de las rompientes. Sin embargo, también se observan ocasionalmente en alta mar en aguas de más de 50 m de profundidad.

4.2. Alimentación

Las toninas overas parecen ser oportunistas y se alimentan de varias especies pelágicas y bentopelágicas de peces, cefalópodos, crustáceos e invertebrados bentónicos en aguas costeras, pero también de peces pelágicos en cardúmenes en áreas más abiertas (Ricciardelli et al. 2013). El comportamiento de alimentación y el tamaño del grupo dependen del tipo de hábitat. El tamaño del grupo puede llegar a cien individuos cuando los delfines se alimentan de bancos de peces pelágicos. Cuando se alimentan en áreas cercanas a ríos, donde se generan frentes de marea, o asociados a bosques de algas, suelen estar solos o en pequeños grupos (Iñiguez & Tossenberger 2007, Coscarella et al. 2010, Loizaga de Castro et al. 2013).

4.3. Reproducción

No existen estudios actualizados sobre la reproducción de esta especie en Chile. Goodall et al. (1988) describen que tanto las hembras como los machos alcanzan la madurez sexual entre los 5 y 6 años, con longitudes corporales de 127 a 131 cm. Las hembras dan a luz durante el verano principalmente (entre diciembre y marzo). La gestación se estima tarda entre 11 y 12 meses.

4.4. Migración

No hay evidencia de migración a gran escala en ninguno de las especies de *Cephalorhynchus* (Dawson 2018).

5. TAMAÑO POBLACIONAL Y TENDENCIA

La tonina overa parece ser la especie más abundante del género *Cephalorhynchus* (Dawson 2009), aunque gran parte de su área de distribución no ha sido estudiada y solo hay unas pocas estimaciones de abundancia. Estimaciones de tamaño y tendencias poblacionales realizados en la boca oriental del estrecho de Magallanes en las décadas de los 80 y 90, habían sugerido una declinación desde 3.211 a 718 individuos en el área comprendida entre la primera y segunda angostura del estrecho de Magallanes desde los veranos de 1984 a 1996 (Venegas & Atalah 1987, Leatherwood et al. 1988, Venegas 1990, 1996). Leatherwood et al. (1988) realizaron censos aéreos en el noreste del estrecho de Magallanes, Chile, en enero-febrero de 1984 y estimaron aprox. 3.200 delfines para esa área en ese momento. Venegas & Atalah (1987) estimaron la abundancia en la misma área entre el 12 y el 14 de mayo de 1987 en aproximadamente 300 animales. Posteriormente, Venegas (1996) estimó la abundancia a fines de diciembre de 1989 en aproximadamente 720 individuos. Esta tendencia negativa debe considerarse con precaución, debido a que la última estimación realizada en invierno de 1996 fue de aproximadamente 1.200 individuos (Guzmán et al. 1996, Lescrauwaet et al. 2000) abarcando un área geográfica mayor que las estimaciones de verano. Aparentemente, ninguna de esas estimaciones fue corregida por disponibilidad o sesgo de percepción. Desafortunadamente, es difícil llegar a una conclusión sobre la tendencia de la población debido a las diferencias en los métodos y enfoques analíticos utilizados en los diversos estudios. En aguas argentinas, una serie de censos aéreos realizados desde mediados de la década de 1990 hasta mediados de la década de 2000 dieron como resultado una estimación de 40.000 individuos entre la línea de costa y la isóbata de 100 m entre 43°S y 55°S (Pedraza 2008). Esta estimación se derivó de tres conjuntos de censos de verano en diferentes estratos de la siguiente manera: norte de Chubut (siete vuelos entre 1994 y 2000), norte de Santa Cruz (cuatro vuelos entre 1994 y 1997) y sur de la Patagonia (sur de Santa Cruz y Tierra del Fuego con dos vuelos en 2001). Las estimaciones de densidad resultantes fueron 0,052 delfines/km², 0,716/km² y 2,071/km², respectivamente (Pedraza 2008). Hubo un gradiente latitudinal en la densidad con cientos de individuos cerca del límite norte del rango y al menos 15.000 en Tierra del Fuego (Pedraza 2008). Más recientemente, ocho cruceros científicos a lo largo de la plataforma patagónica durante el verano y otoño austral (noviembre-abril) entre 2009-2015 registraron avistamientos de 88 grupos (212 individuos) de toninas overas en 8.535 km prospectados. Todos estos avistamientos fueron hechos a menos de 60 km de la costa. Los modelos ajustados indicaron una abundancia general de 21.933 individuos (Dellabianca et al. 2016). Las estimaciones de abundancia de Pedraza (2008) y Dellabianca et al. (2016) están en el mismo orden de magnitud. Sin embargo, dadas las diferencias metodológicas, áreas prospectadas y nivel de precisión informado por Dellabianca et al. (2016), no es posible llegar a ninguna conclusión sobre la tendencia de la abundancia. En las Islas Malvinas (Falklands), White et al. (2002) encontraron que las toninas overas son los cetáceos observados con mayor frecuencia, particularmente en aguas costeras, con 336 delfines registrados en 100 avistamientos durante prospecciones mensuales entre febrero 1998 y enero de 2001.

6. INTERACCIÓN/MORTALIDAD CON ACTIVIDADES HUMANAS

6.1. Capturas

Históricamente, las toninas overas, así como otros pequeños cetáceos, fueron cazados para subsistencia por pueblos canoeros originarios de los fiordos y canales australes, se han encontrado restos en conchales de 2500 y 6000 AC (Cipriano 2018). Desde la década de 1970 hasta finales de la de 1980, las

toninas overas fueron cazadas extensivamente en el estrecho de Magallanes y alrededor de Tierra del Fuego, donde la carne se usaba como carnada en trampas para la pesca de centolla, *Lithodes antarctica*, y centollón, *Paralomis granulosa* (Lescrauwaet & Gibbons 1994). Se estimó que a fines de 1970 fueron capturados entre 1.250 y 4.120 delfines por año (principalmente delfines australes, chilenos y tonina overa; Lescrauwaet & Gibbons 1994). Sielfeld et al. (1977) estimaron que unos 2.350 delfines, incluidos delfines australes y toninas overas, murieron durante una sola temporada de pesca de centolla y centollón (1976/1977) en el estrecho de Magallanes y la sección chilena del canal Beagle. Este nivel de explotación a lo largo de varios años podría haber tenido un impacto significativo en la población de toninas overas en el estrecho de Magallanes y aguas adyacentes. La sobrepesca de centolla y centollón y la eventual disminución de estos recursos, ha llevado a los pescadores a concentrarse en otros tipos de pesca que no necesitan carnada, como erizos y ostiones. Además, las empresas que explotan centolla ahora suministran carnada a sus pescadores, por lo que hay menos captura ilegal de delfines. La pesca directa para uso como carnada parece haber cesado, la legislación es ahora más restrictiva y la pesca de centolla ha disminuido. Sin embargo, no existe seguimiento de las capturas de cetáceos (deliberado o incidental), y si bien la caza de delfines es ilegal en Chile, la aplicación de la ley y fiscalización en áreas remotas es difícil y generalmente inexistente. Las capturas de delfines para su uso en carnada en el sector argentino también fueron significativas (Goodall & Cameron 1980), pero se piensa se detuvieron a mediados de la década de 1980 (Cipriano 2018). En las aguas del Atlántico, las toninas overas son principalmente impactadas por la frecuente captura en las redes de pesca, que debido a su distribución costera se superpone con las pesquerías (Iñiguez et al. 2003). Aunque se desconoce la magnitud de la captura incidental, al menos entre 5 y 30 delfines morían cada año sólo en la costa Este de Tierra del Fuego durante la década de 1980 y principios de la de 1990 (Goodall 1994). La mortalidad incidental en redes de enmalle se calculó en casi 180 animales para la temporada de pesca 1999-2000 en una pequeña área de la provincia de Santa Cruz, sur de Argentina (Iñiguez et al. 2003). Las toninas overas también son capturadas incidentalmente y de forma ocasional en las redes de arrastre de media agua en la plataforma argentina (Crespo et al. 2007). La captura incidental en la provincia de Chubut en las pesquerías de merluza y camarón se estimó entre 25 y 170 individuos por año, en su mayoría hembras, en la década de 1990 y principios de la de 2000 (Dans et al. 2003). Con la prohibición de la pesca de arrastre pelágica nocturna y el reemplazo de los arrastreros pelágicos por arrastreros de doble viga, el nivel de captura incidental de las toninas overas ahora puede estar más cerca del extremo inferior de ese rango (Crespo et al. 2007).

6.2. Interacción con pesquería y acuicultura

Dada su distribución acotada, restringiéndose principalmente en la boca oriental del estrecho de Magallanes, no existen antecedentes de interacción actual con pesquerías o acuicultura.

6.3. Colisiones con embarcaciones

No existen antecedentes de ejemplares colisionados con embarcaciones.

6.4.- Pérdida de Hábitat / Degradación

No existe información empírica sobre la pérdida o degradación de hábitat para esta especie en Chile. No obstante, al igual que para otras especies de delfines costeros, la acuicultura, la sobre-explotación de recursos pesqueros (especies presa de importancia para los delfines), el incremento del turismo o exploración de hidrocarburos podrían degradar hábitat de importancia para esta especie.

7. AMENAZAS POTENCIALES

Actualmente no se disponen de datos sistemáticos sobre amenazas en aguas chilenas. Dada su distribución acotada, restringiéndose principalmente en la boca oriental del Estrecho de Magallanes, la tonina overa estaría potencialmente expuesta a la contaminación acústica y vaciado del lastre de las grandes embarcaciones originado por el incremento de la navegación en la boca oriental del estrecho de Magallanes hacia y desde Punta Arenas; derrames de hidrocarburos de las plataformas petroleras que se distribuyen en la boca oriental del estrecho de Magallanes; e interferencias con centros de acuicultura instalados y solicitados (seno Skyring) (Aguayo-Lobo et al. 2007). El turismo es también una potencial amenaza por malas prácticas (*i.e.* embarcaciones rápidas en presencia de delfines) y falta de estudios del impacto de esta industria sobre el comportamiento y actividades esenciales.

La salmonicultura se está expandiendo de forma considerable en la Región de Magallanes y es potencialmente una amenaza para las toninas overas. La acuicultura ya ha sido identificada en presentar importantes impactos en poblaciones de otras especies de delfines, como en delfines chilenos y australes que habitan la porción sur de su distribución, en los canales y fiordos (Heinrich et al. 2019, Hucke-Gaete et al. 2021, Vididi 2009). Desde su introducción de manera intensiva en Patagonia, la acuicultura ha sido responsable de importantes impactos en los ecosistemas marinos debido a la generación de contaminación, efecto de salmones escapados e incremento en el tráfico de embarcaciones (Buschmann et al. 2009, Niklitschek et al. 2013, Quiñones et al. 2019). Cambios en los patrones de movimientos y pérdida de hábitats importantes, cambios conductuales o enmallamiento en redes antilobos son algunos impactos identificados (Heinrich et al. 2019, Hucke-Gaete et al. 2021, Kemper et al. 2006, Vididi 2009). Además de los posibles impactos de las capturas incidentales en pesquerías, se debe sumar las consecuencias posibles de la sobre-explotación de recursos pesqueros (especies presa de importancia para los delfines), degradación de hábitat costeros por diferentes actividades (Heinrich 2006, Hucke-Gaete 2000, Hucke-Gaete et al. 2021, Vididi 2009), y los posibles efectos del cambio climático (Hucke-Gaete et al. 2021, Vididi 2009).

8. CATEGORÍA DE CONSERVACIÓN

Nacional: En Peligro (EN), Reglamento de Clasificación de Especies Silvestres (RCE) (2009).
Global: Preocupación menor (LC); versión 3.1 de la Lista Roja de la UICN (2008).

9. REFERENCIAS

- Acevedo, J., Aguayo-Lobo, A., Haro, D., Garrido, G. & Olave, C. 2019. Occurrence of the Commerson's dolphin (*Cephalorhynchus commersonii*) in Fitz Roy Channel, Pacific Coast of Chilean Patagonia. *Aquatic Mammals* 45: 266–273.
- Aguayo-Lobo A (1975) Progress Report on Small Cetacean Research in Chile. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32: 1123–1144.
- Aguayo-Lobo A, Acevedo J, Olave C (2007) *Actualización de las bases para una estrategia para la conservación de mamíferos marinos en la región de Magallanes y Antártica Chilena*. Fundación Centro de Estudios del Cuaternario, Fuego-Patagonia y Antártica, Punta Arenas.
- Aguayo-Lobo A, Torres DN, Acevedo JR (1998) Los mamíferos marinos de Chile: I. Cetacea. *Serie Científica INACH* 48: 19–159.
- Bastida R, Rodríguez D (2003) *Mamíferos Marinos de Patagonia y Antártida*. Vazquez Mazzini Editora, Buenos Aires.
- Berón-Vera B, Pedraza SN, Raga JA, Pertierra AG de, Crespo EA, Alonso MK, Goodall RNP (2001) Gastrointestinal helminths of Commerson's dolphins *Cephalorhynchus commersonii* from central Patagonia and Tierra del Fuego. *Diseases of Aquatic Organisms* 47: 201–208.
- Brown SG (1988) Records of Commerson's dolphin (*Cephalorhynchus commersonii*) in South American waters and around South Georgia. *Report of the International Whaling Commission* 9: 85–92.
- Brownell RL, Praderi R (1985) Taxonomy and distribution of Commerson's dolphin, *Cephalorhynchus commersonii*. *Scientific Reports of the Whales Research Institute* 36: 153–164.

- de Bruyn PJN, Hofmeyr GJG, de Villiers MS (2006) First record of a vagrant Commerson's dolphin, *Cephalorhynchus commersonii*, at the southern African continental shelf. *African Zoology* 41: 131–133.
- Buschmann AH, Cabello F, Young K, Carvajal J, Varela DA, Henríquez L (2009) Salmon aquaculture and coastal ecosystem health in Chile: Analysis of regulations, environmental impacts and bioremediation systems. *Ocean & Coastal Management* 52: 243–249.
- Capella J, Gibbons J (1991) Presencia de tonina overa, *Cephalorhynchus commersonii* (Lacépède 1804), en aguas de Chiloé continental. *Estudios Oceanológicos* 10: 127–130.
- Cipriano F (2018) Peale's Dolphin: *Lagenorhynchus australis*. In: Würsig B, Thewissen JGM, Kovacs KM (eds) *Encyclopedia of Marine Mammals (Third Edition)*, 698–701. Academic Press.
- Cipriano F, Hevia M, Iñiguez M (2011) Genetic divergence over small geographic scales and conservation implications for Commerson's dolphins (*Cephalorhynchus commersonii*) in southern Argentina. *Marine Mammal Science* 27: 701–718.
- Coscarella MA, Crespo EA (2010) Feeding aggregation and aggressive interaction between bottlenose (*Tursiops truncatus*) and Commerson's dolphins (*Cephalorhynchus commersonii*) in Patagonia, Argentina. *Journal of Ethology* 28: 183.
- Coscarella MA, Pedraza SN, Crespo EA (2010) Behavior and seasonal variation in the relative abundance of Commerson's dolphin (*Cephalorhynchus commersonii*) in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Ethology* 28: 463–470.
- Crespo EA, Dans SL, Alonso MK, Pedraza SN (2007) Interacciones entre mamíferos marinos y pesquerías. *El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros*, 151–169. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Argentina.
- Dans SL, Koen AM, Pedraza S, Crespo EA (2003) Incidental catch of dolphins in trawling fisheries off patagonia, argentina: can populations persist? *Ecological Applications* 13: 754–762.
- Dawson SM (2018) *Cephalorhynchus* Dolphins: *C. heavisidii*, *C. eutropia*, *C. hectori*, and *C. commersonii*. In: Würsig B, Thewissen JGM, Kovacs KM (eds) *Encyclopedia of Marine Mammals*, 166–172. Academic Press Inc.
- Dellabianca NA, Pierce GJ, Rey AR, Scioscia G, Miller DL, Torres MA, Viola MNP, Goodall RNP, Schiavini ACM (2016) Spatial Models of Abundance and Habitat Preferences of Commerson's and Peale's Dolphin in Southern Patagonian Waters. *PLOS ONE* 11: e0163441.
- Gibbons J, Gazitua F, Venegas C (2000) Cetacean in the Strait of Magellan and Otway, Skyring and Almirantazgo sounds. *Anales del Instituto de la Patagonia Serie Ciencias Naturales*: 107–118.
- Goodall RNP (1978) Report on the Small Cetaceans Stranded on the Coasts of Tierra-Del-Fuego Argentina. *Scientific Reports of the Whales Research Institute Tokyo*.(30): 197–230.
- Goodall RNP (1994) Commerson's dolphin *Cephalorhynchus commersonii* (Lacepede, 1804). In: Ridgway SH, Harrison SR (eds) *Handbook of marine mammals*, 241–267. Academic Press, San Diego.
- Goodall RNP, Cameron IS (1980) Exploitation of small cetaceans off Southern South America. *Report of the International Whaling Commission* 30: 445–450.
- Goodall RNP, Galeazzi AR, Leatherwood S (1988) Studies of RNP Commerson's dolphins, *Cephalorhynchus commersonii*, off Tierra del Fuego, 1976–1984, with a review of information on the species in the South Atlantic. In: Brownell RL Jr, Donovan GP (eds) *The biology of the Genus Cephalorhynchus*, 3–70. International Whaling Commission, Cambridge.
- Guzmán L, Lescauwae AK, Gibbons J, Matus R, Canto J, Toro G (1996) *Índice poblacional instantáneo de pequeños cetáceos en el estrecho de Magallanes*. Informe Final FIP 95-27., Punta Arenas.
- Heinrich S (2006) Ecology of Chilean dolphins and Peale's dolphins at Isla Chiloe, southern Chile.
- Heinrich S, Genov T, Riquelme MF, Hammond PS (2019) Fine-scale habitat partitioning of Chilean and Peale's dolphins and their overlap with aquaculture. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29: 212–226.
- Hucke-Gaete R (2000) *Review of the Conservation Status of Small cetaceans in Southern South America*. Convention on Migratory Species, Bonn.
- Hucke-Gaete R, Viddi FA, Simeone A (2021) Aves y mamíferos marinos de la Patagonia chilena: especies focales para la conservación de los ecosistemas marinos. In: Castilla JC, Armesto JJ, Martínez-Harms MJ (eds) *Conservación en la Patagonia Chilena: Evaluación del conocimiento, oportunidades y desafíos*, 289–320. Ediciones UC, Santiago de Chile.
- Iñiguez M, Hevia M, Cipriano F, Sarradell J, Milieu RD (2010) Stranding of a Commerson's dolphin, *Cephalorhynchus commersonii*, in Buenos Aires Province, Argentina. *Marine Biodiversity Records* 3.
- Iñiguez MA, Hevia M, Gasparrou C, Tomsin A, Secchi ER (2003) Preliminary estimate of incidental mortality of commerson s dolphins (*Cephalorhynchus commersonii*) in an artisanal setnet fishery in la Angelina beach and ría gallegos, Santa Cruz, Argentina. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 2: 87–94.
- Iñiguez MA, Tossenberger VP (2007) Commerson's Dolphins (*Cephalorhynchus commersonii*) off Ría Deseado, Patagonia, Argentina. *Aquatic Mammals* 33: 276–285.
- Jefferson TA, Leatherwood S, Webber MA (1993) *Marine Mammals of the World*, FAO Species Identification Guide. Rome.
- Kemper CM, Pemberton D, Cawthorn M, Heinrich S, Mann J, Würsig B, Shaughnessy P, Gales R (2006) Aquaculture and marine mammals: Co-existence or conflict? *Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues.*, 209–225. CSIRO, Melbourne.
- Leatherwood S, Kastelein RA, Hammond PS (1988) Estimate of numbers of Commerson's dolphin in a portion of the northeastern Strait of Magellan, January-February 1984. *Report of the International Whaling Commission*: 93–102.

- Lescrauwaet AK, Gibbons J (1994) Mortality of small cetaceans and the crab bait fishery in the Magallanes area of Chile since 1980. *Report of the International Whaling Commission* 15: 485–494.
- Lescrauwaet AK, Gibbons J, Guzman L, Schiavini A (2000) Abundance estimation of Commerson's dolphin in the eastern area of the Strait of Magellan-Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 73: 473–478.
- Loizaga de Castro R, Dans SL, Coscarella MA, Crespo EA (2013) Living in an estuary: Commerson's dolphin (*Cephalorhynchus commersonii* (Lacépède, 1804)), habitat use and behavioural pattern at the Santa Cruz River, Patagonia, Argentina. *Latin American Journal of Aquatic Research* 41: 985–991.
- Niklitschek EJ, Soto D, Lafon A, Molinet C, Toledo P (2013) Southward expansion of the Chilean salmon industry in the Patagonian Fjords: main environmental challenges. *Reviews in Aquaculture* 5: 172–195.
- Pedraza SN (2008) Ecología poblacional de la tonina overa *Cephalorhynchus commersonii* (Lacépède, 1804) en el litoral Patagónico.
- Pimper LE, Baker CS, Goodall RNP, Olavarría C, Remis MI (2010) Mitochondrial DNA variation and population structure of Commerson's dolphins (*Cephalorhynchus commersonii*) in their southernmost distribution. *Conservation Genetics* 11: 2157–2168.
- Pinedo MC, Barreto AS, Lammardo MP, Andrade ALV, Geracitano L (2002) Northernmost records of the spectacled porpoise, Layard's beaked whale, Commerson's dolphin, and Peale's dolphin in the southwestern Atlantic Ocean. *Aquatic Mammals* 28: 32–37.
- Quiñones RA, Fuentes M, Montes RM, Soto D, León-Muñoz J (2019) Environmental issues in Chilean salmon farming: a review. *Reviews in Aquaculture* 11: 375–402.
- Reyes MV, Tossenberger VP, Iñiguez MA, Hildebrand JA, Melcón ML (2016) Communication sounds of Commerson's dolphins (*Cephalorhynchus commersonii*) and contextual use of vocalizations. *Marine Mammal Science* 32: 1219–1233.
- Riccialdelli L, Newsome SD, Dellabianca NA, Bastida R, Fogel ML, Goodall RNP (2013) Ontogenetic diet shift in Commerson's dolphin (*Cephalorhynchus commersonii commersonii*) off Tierra del Fuego. *Polar Biology* 36: 617–627.
- Rice DW (1998) *Marine Mammals of the World. Systematics and Distribution*. The Society for Marine Mammalogy.
- Robineau D, Goodall RNP, Pichler F, Baker CS (2007) Description of a new subspecies of Commerson's dolphin, *Cephalorhynchus commersonii* (Lacépède, 1804), inhabiting the coastal waters of the Kerguelen Islands. *Mammalia* 71: 172–180.
- Sielfeld W, Venegas C (1978) Observations of Delphinidae in the Southern Chilean Channels. *Anales del Instituto de la Patagonia*: 145–152.
- Sielfeld W, Venegas C, Atalah A (1977) Consideraciones acerca del estado de los mamíferos marinos en Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia* 8: 297–312.
- Venegas C (1990) *Prospección aérea estival del delfín Cephalorhynchus commersonii en el estrecho de Magallanes, Chile*. Informe Instituto de la Patagonia, Punta Arenas.
- Venegas C (1996) Estimación de la densidad poblacional, mediante transectos aéreos en línea, de la tunina overa *Cephalorhynchus commersonii* en el estrecho de Magallanes, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia*.
- Venegas C, Atalah A (1987) *Prospección aérea otoñal de toninas overas (Cephalorhynchus commersonii) en el estrecho de Magallanes*. *Anales del Instituto de la Patagonia* 17: 69–75.
- Viddi FA (2009) Behavioural ecology of small cetaceans in the Northern Patagonian fjords, Chile. Ph.D. thesis.
- White RW, Gillon KW, Black AD, Reid JB (2002) *The distribution of seabirds and marine mammals in Falkland Island waters*. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, UK.

4.1.1.17. MARSOPA ESPINOSA, *Phocoena spinipinnis*

1. TAXONOMÍA

Reino: Animalia

División / Phylum: Chordata

Clase: Mammalia

Orden: Cetartiodactyla

Familia: Phocoenidae

Género: *Phocoena*

Nombre científico: *Phocoena spinipinnis*

Subespecies: No se reconocen subespecies.

Nombres comunes: (español): Marsopa espinosa

(inglés): Burmeister's Porpoise

Nota taxonómica:

La evidencia disponible sugiere que las marsopas espinosas en el Pacífico y el Atlántico pertenecen a subpoblaciones separadas (Corcuera et al. 1995). Los resultados de Rosa et al. (2005) son consistentes con los niveles de diferenciación en una subespecie o un nivel superior (Taylor et al. 2017), pero no se ha evaluado la base para un cambio en la taxonomía.

2. DEFINICIÓN POBLACIONAL

Diferencias en tamaño corporal entre las marsopas del Pacífico y del Atlántico condujo a la propuesta de dos stocks diferentes de la especie (Corcuera et al. 1995). Análisis del ADN mitocondrial y nuclear refuerza la existencia de un “stock peruano” y un “stock chileno-argentina” (Rosa et al. 2005). Estos estudios genéticos han indicado que las marsopas en Perú son discretas de las del sur de Chile y Argentina. También se considera probable la posibilidad de múltiples subpoblaciones en aguas peruanas (Rosa et al. 2005). Se necesita mayor y mejor investigación basada tanto en la morfología como en análisis molecular para una mejor determinación de los límites geográficos de estos stocks (Corcuera et al. 1995, Rosa et al. 2005).

3. RANGO GEOGRÁFICO

3.1. Pacífico Suroriental

Phocoena spinipinnis es una marsopa predominantemente costera endémica de América del Sur, con un rango que se extiende desde el norte de Perú (aproximadamente 5°S) hasta el sur de Chile en el Pacífico y desde Tierra del Fuego, Argentina hasta el sur de Brasil en el Atlántico (28°50'S) (Brownell & Praderi 1982, Goodall et al. 1996, Reyes 2018). Los relativamente pocos registros en Uruguay y Brasil están vinculados más bien a la intrusión de aguas frías asociada a la Convergencia subtropical (Molina-Schiller et al. 2005). No está claro si tiene una distribución continua a lo largo de su área de distribución debido al bajo esfuerzo de observación (Brownell & Clapham 1999). Recientemente, Weir & Rutherford (2019) describieron un animal varado la costa este de las islas Malvinas (Falklands), lo que sería el primero registro conocido de la marsopa espinosa en dichas islas, lo que confirma un sexto estado de distribución para la especie y expande su rango de distribución conocido hacia el este desde el registro anterior documentado más cercano en Tierra del Fuego en al menos 600km a través de la plataforma patagónica.

3.2. Aguas chilenas

Se ha informado la presencia de ejemplares desde Arica (18°29'S), I Región, hasta cabo de Hornos (55°25'S), XII Región; presentando la mayor cantidad de registros en las aguas de la zona norte del país (Aguayo-Lobo et al. 1998). Gibbons et al. (2002) informaron que la ocurrencia de esta marsopa es rara en los canales fueguinos, lo que sugiere que la población residente en canal Beagle se originó en la población del océano Atlántico.

4. ASPECTOS ECOLÓGICOS

La marsopa espinosa se encuentra poco estudiada en toda su área de distribución, dadas las dificultades inherentes a la observación y determinación de la especie en el mar debido a su pequeño tamaño corporal, perfil dorsal bajo (resultante de la forma característica de la aleta y ubicación), tamaño grupal acotado y comportamiento discreto (Goodall et al. 1995, Reyes 2018). En consecuencia, gran parte de la información disponible sobre distribución, abundancia, ecología y estado de conservación proviene de varamientos y de animales capturados incidental o directamente en pesquerías (Corcuera et al. 1995, Goodall et al. 1995, Reyes & Van Waerebeek 1995, Van Waerebeek et al. 1997, García-Godos et al. 2007).

4.1. Hábitat

La marsopa espinosa se ha informado principalmente en hábitats poco profundos cercanos a la costa, incluidas bahías, estuarios, canales y fiordos (Brownell & Praderi 1982, Corcuera et al. 1994, Goodall et al. 1995, Brownell & Clapham 1999). Se encuentra típicamente en aguas de la plataforma continental entre los 5 y 130 m y temperaturas que oscilan entre 3 y 19,5°C, pero ocasionalmente se ha registrado en aguas de hasta 1.000 m de profundidad (Brownell & Clapham 1999). También ha habido registros en aguas de alta mar, a 50 km de la costa de Argentina. En Perú, se registró un inusual grupo de 150 individuos a 20 km de la costa (Van Waerebeek et al. 2002). Se reportan avistamientos y capturas en todas las temporadas, aunque en algunas áreas parece haber movimientos estacionales siguiendo sus presas (Reyes 2018). A meso escala, Molina-Schiller et al. (2005) proponen que el límite norte de la distribución de *P. spinipinnis* para la costa del Pacífico coincide con el giro hacia el oeste de la corriente de Humboldt, ya que se incorpora a la corriente ecuatorial del sur. En el Atlántico, el límite norte de la especie parece estar asociado con la Convergencia Subtropical del Atlántico (30-40°S). Las altas temperaturas (<24°C) y salinidades (<36 psu) registradas en la superficie y entre los 50 m y 20 nm de la costa coincidieron con el límite norte conocido de distribución de esta especie en ambas costas de América del Sur. Así, Molina-Schiller et al. proponen la existencia de tres áreas oceanográficas dentro del rango de distribución de *P. spinipinnis*: (1) desde Paita, Perú, hasta el sur del Golfo de Arauco, Chile, con influencia de la Corriente de Humboldt y una zona de mínimo oxígeno (ZMO); (2) desde el sur del Golfo de Arauco, Chile, hasta el sur del Río de la Plata, Argentina, con influencia de las Corrientes del Cabo de Hornos y Malvinas, respectivamente, con procesos de hundimiento, aportes de agua dulce de ríos y glaciares a los fiordos; y (3) desde el Río de la Plata, Argentina, hasta Santa Catarina, Brasil, caracterizada por la influencia de la Corriente de Brasil y los aportes de agua dulce de la cuenca del Río de la Plata y el sistema estuarino de la Laguna de Patos, al sur de Brasil. Según Molina-Schiller et al. (2005), la presencia de la ZMO es posiblemente un factor en la separación de los grupos (1) y (2) a lo largo de la costa chilena.

Estudios más detallados, Clay et al. (2018) sugieren que en las costas de Perú se alimentan preferentemente en aguas neríticas poco profundas menores de 200 m, con aguas más frías (17–18°C), y cercanas a la costa (<50 km).

4.2. Alimentación

La marsopa espinosa se alimenta principalmente de distintas especies de peces pelágicos y demersales, variando con respecto a la región geográfica. La anchoveta y la merluza (Reyes & Van Waerebeek 1995), así como varias especies de calamares y camarones (Goodall et al. 1995). En Perú, se identificó a la anchoveta peruana (*Engraulis ringens*) como la principal presa, seguida por el pejerrey *Odontesthes regia* (García-Godos et al. 2007). Las principales presas encontradas en los estómagos de cuatro individuos colectados por separado en Argentina fueron: anchoveta argentina (*Engraulis anchoita*), calamar Argentino (*Illex argentinus*), calamar patagónico (*Loligo gahi*), merluza argentina (*Merluccius hubbsi*), pampanito (*Stromateus brasiliensis*), y cojinoba moteada (*Seriolella punctata*) (E. Crespo, datos no publicados).

4.3. Reproducción

Las marsopas espinosas presentan en general grupos pequeños 2 a 8 individuos, pero también se registran grupos de 50–70 animales y el más grande ha sido de 150 individuos (Van Waerebeek et al. 2002). Estos animales exhiben un comportamiento tímido y discreto (Goodall et al. 1995,; Reyes 2018). En Perú la longitud media de la madurez sexual se ha estimado en 155 cm. La tasa de gestación se ha estimado en 60% aunque algunos fetos son muy pequeños para ser notados, por lo que puede estar subestimado. Existen registros de hembras preñadas mientras están en lactancia, por lo que se sugiere que pueden tener reproducción anual. Además, no hay evidencia de estacionalidad en el ciclo reproductivo masculino. El tamaño de la cría al nacimiento es de 68 cm en promedio. El apareamiento podría tener lugar durante el verano austral (diciembre a marzo), pero no exclusivamente. La gestación podría durar de 11 a 12 meses, y la mayoría de los nacimientos en Perú suelen ocurrir durante finales de verano u otoño (Jefferson et al. 1993; Reyes 2018).

4.4. Migración

No se dispone de información si la marsopa espinosa realiza migraciones o movimientos estacionales.

5. TAMAÑO POBLACIONAL Y TENDENCIA

No se dispone de información sobre la abundancia o las tendencias de la población de marsopas espinosas, debido a la dificultad de detección en condiciones de mar que no sean calmas, e incluso entonces a menudo no se reconocen o se identifican erróneamente. Estos factores pueden explicar la escasez de registros (Brownell & Clapham 1999). No se han realizado estudios sistemáticos de abundancia de esta especie en ninguna parte de su extensa área de distribución. La limitada información basada en observaciones localizadas sobre el tamaño del grupo, la tasa de encuentro y la abundancia relativa, sugiere que las marsopas se encuentran en grupos pequeños y en bajas densidades en las aguas costeras de Argentina y Chile. Así, por ejemplo, se registraron un total de 37 marsopas espinosas en 18 censos aéreos (diseñados para ballenas francas australes) utilizando la metodología de transectos alrededor de Península Valdés, Argentina, en un área de 311 km². La densidad promedio se estimó en 0.0065 individuos por km². El tamaño medio del grupo fue de 1,6 animales (Sueyro et al. 2014). Las tasas de encuentro estimadas a partir de censos con embarcaciones dedicadas en la Ecorregión Chiloense (sur de Chile) variaron de 0,1 animales por 100 km de esfuerzo de censo en áreas poco profundas (<60 m de profundidad) a 2,5 animales por 100 km en áreas con batimetría más variable (<200 m de profundidad), con un tamaño de grupo promedio de 2,4 animales (S. Heinrich, datos no publicados, citado en Félix et al. 2018).

6. INTERACCIÓN / MORTALIDAD CON ACTIVIDADES HUMANAS

6.1. Capturas

Hasta fines de la década de 1990, varias especies de pequeños cetáceos, incluida la marsopa espinosa, fueron arponeadas y utilizadas como carnada en las pesquerías de centolla (*Lithodes santolla*) y centollón (*Paralomis granulosa*) tanto en Argentina como en Chile (Lescrauwaet & Gibbons 1994). La sobrepesca de estas especies y la eventual disminución de estos recursos ha llevado a los pescadores concentrarse en otros tipos de pesca que no necesitan carnada, como erizos y ostiones. Además, las empresas que explotan centolla ahora suministran carnada a sus pescadores, por lo que hay menos captura ilegal de delfines. La pesca directa para uso como carnada parece haber cesado, la legislación es ahora más restrictiva y la pesca de centolla ha disminuido. Sin embargo, no existe seguimiento de las capturas de cetáceos (deliberado o incidental), y si bien la caza de delfines es ilegal en Chile, la aplicación de la ley y fiscalización en áreas remotas es difícil y generalmente inexistente. Las capturas de delfines para su uso en carnada en el sector argentino también fueron significativas (Goodall & Cameron 1980), pero se cree que se detuvieron a mediados de la década de 1980 (Cipriano 2018). En Perú en tanto, las marsopas espinosas son capturadas en redes de enmalle de pequeña escala y se utilizan como carnada o para consumo humano (Corcuera et al. 1995, Van Waerebeek et al. 1997, Mangel et al. 2010, Tzika et al. 2010) Sin embargo, debido a la falta de datos cuantitativos, se desconoce el alcance de este uso y consumo. La captura más extensa conocida de esta especie ocurre en aguas peruanas, donde se captura incidentalmente en pesquerías con redes (Van Waerebeek et al. 1997, Mangel et al. 2010, Alfaro-Shigueto et al. 2010), y donde se ha utilizado ampliamente para el consumo humano. La mortalidad en Perú se estimó inicialmente en más de 450 individuos por año (Van Waerebeek et al. 1997, Brownell & Clapham 1999).

6.2. Interacción con pesquería y acuicultura

No existen datos sistemáticos de captura incidental para las aguas chilenas, pero se debe esperar que ocurra al menos alguna captura incidental en cualquier lugar donde las pesquerías costeras con redes de enmalle y las marsopas se superpongan. Durante la década de 1980, se informó que las marsopas espinosas eran los cetáceos capturados con mayor frecuencia en redes de enmalle costeras en un puerto del sur de Chile (Reyes & Oporto 1994). En Perú, un estudio reciente estimó la captura incidental anual de marsopas espinosas en las pesquerías con redes de enmalle en un puerto peruano en 205 individuos (Mangel et al. 2010) que, dado el esfuerzo de pesca anual estimado muy por encima de 100.000 km de redes (Alfaro-Shigueto et al. 2010), sugiere que la mortalidad anual a nivel de país sería probablemente de varios miles de marsopas. No hay información sobre las tasas de captura incidental para otras pesquerías (cerqueros, arrastreros, Félix et al. 2018). Censos específicos en Argentina mostraron que los delfines oscuros (*Lagenorhynchus obscurus*) y toninas overas (*Cephalorhynchus commersonii*) eran capturados incidentalmente y de forma regular en redes de arrastre de fondo o de media agua sobre la plataforma argentina, sin embargo, las marsopas espinosas nunca fueron informadas (Crespo et al. 2007). Con la prohibición del arrastre pelágico nocturno y la sustitución de los arrastreros pelágicos por arrastreros de doble viga, el nivel general de captura fortuita de pequeños cetáceos puede ser menor en esta área (Crespo et al. 2007). Asimismo, desde hace años, los pescadores artesanales del sur de Santa Cruz y Tierra del Fuego de Argentina utilizan diversos tipos de redes de enmalle. Las principales especies de peces objetivo son el róbalo (*Eleginops maclovinus*) y el pejerrey (Atherinidae, varias especies). La pesca consiste en la instalación de redes de estacas en arroyos y canales, donde funcionan con la marea. Las redes pueden tener un solo panel o combinaciones de tres paneles de malla de diferentes tamaños de malla (3, 12 y 30 cm) (Goodall et al. 1994). También se utilizan redes de cerco de playa, donde un extremo se opera por medio de un bote. Los mamíferos marinos capturados en estas redes han sido tonina overa, delfín austral, marsopa de anteojos, así como marsopas espinosas.

6.3. Colisiones con embarcaciones

No se dispone de información sobre lesiones o muertes provocadas por colisiones con embarcaciones.

6.4.- Pérdida de Hábitat / Degradación

No existe información empírica sobre pérdida o degradación de hábitat.

7. AMENAZAS POTENCIALES

La salmonicultura continúa expandiéndose en el sur de Chile y es sin duda una importante amenaza para pequeños cetáceos costeros, incluida la marsopa espinosa. La acuicultura ya ha sido identificada en presentar importantes impactos en poblaciones de otras especies de delfines, como en delfines chilenos y australes que habitan la porción sur de su distribución, en los canales y fiordos (Heinrich et al. 2019, Hucke-Gaete et al. 2021, Viddi 2009). Desde su introducción de manera intensiva en Patagonia, la acuicultura ha sido responsable de importantes impactos en los ecosistemas marinos debido a la generación de contaminación, efecto de salmones escapados, incremento en el tráfico de embarcaciones (Buschmann et al. 2009, Niklitschek et al. 2013, Quiñones et al. 2019). Cambios en los patrones de movimientos y pérdida de hábitats importantes, cambios conductuales o enmallamiento en redes antilobos son algunos impactos identificados (Kemper et al. 2006, Heinrich et al. 2019, Hucke-Gaete et al. 2021, Viddi 2009). Además de los posibles impactos de las capturas incidentales en pesquerías, se debe sumar las consecuencias posibles de la sobre-explotación de recursos pesqueros (especies presa de importancia para los delfines), degradación de hábitat costeros por diferentes actividades (Hucke-Gaete 2000, Heinrich 2006,; Hucke-Gaete et al. 2021, Viddi 2009) y los posibles efectos del cambio climático (Hucke-Gaete et al. 2021, Viddi 2009).

8. CATEGORÍA DE CONSERVACIÓN

Nacional: “Datos insuficientes” (DD). Reglamento de Clasificación de Especies Silvestres (RCE) (2017).

Global: “Casi Amenazado” (NT); versión 3.1 de la Lista Roja de la UICN.

9. REFERENCIAS

- Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Pajuelo, M., Dutton, P.H., Seminoff, J.A. & Godley, B.J. 2010. Where small can have a large impact: Structure and characterization of small-scale fisheries in Peru. *Fisheries Research* 106: 8–17.
- Brownell, R.L. & Clapham, P.J. 1999. Burmeister’s porpoise *Phocoena spinipinnis* Burmeister, 1865. In: Ridgway SH, Harrison SR (eds) *Handbook of marine mammals*, 393–410. Academic Press, San Diego.
- Brownell RL, Praderi R (1982) Status of Burmeister’s porpoise, *Phocoena spinipinnis*, in southern South American waters. *REVISTA*
- Buschmann AH, Cabello F, Young K, Carvajal J, Varela DA, Henríquez L (2009) Salmon aquaculture and coastal ecosystem health in Chile: Analysis of regulations, environmental impacts and bioremediation systems. *Ocean & Coastal Management* 52: 243–249.
- Cipriano F (2018) Peale’s Dolphin: *Lagenorhynchus australis*. In: Würsig B, Thewissen JGM, Kovacs KM (eds) *Encyclopedia of Marine Mammals (Third Edition)*, 698–701. Academic Press.
- Clay TA, Mangel JC, Alfaro-Shigueto J, Hodgson DJ, Godley BJ (2018) Distribution and habitat use of a cryptic small cetacean, the Burmeister’s porpoise, monitored from a small-scale fishery platform. *Frontiers in Marine Science* 5: 220.
- Corcuera J, Monzon F, Aguilar A, Borrell A, Raga JA (1995) Life history data, organochlorine pollutants and parasites from eight Burmeister’s porpoises, *Phocoena spinipinnis*, caught in northern Argentine waters. Report of the International Whaling Commission 16: 365–372.
- Corcuera J, Monzón F, Aguilar A, Raga JA, Crespo EA (1994) Interactions between marine mammals and the coastal fisheries of Necochea and Claromecú (Buenos Aires Province, Argentina). Report of the International Whaling Commission 15: 283–290.
- Crespo EA, Dans SL, Alonso MK, Pedraza SN (2007) Interacciones entre mamíferos marinos y pesquerías. In: Carreto J, Bremec (eds) *El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros: tomo 5 - El ecosistema marino*, 151–169. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, Argentina.

- Félix F, Alfaro-Shigueto J, Reyes J, Mangel JC, Dellabianca N, Heinrich S, Crespo E (2018) *Phocoena spinipinnis*, The IUCN Red List of Threatened Species.
- García-Godos I, Waerebeek KV, Reyes JC, Alfaro-Shigueto J, Arias-Schreiber M (2007) Prey occurrence in the stomach contents of four small cetacean species in Peru. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* VOL??: 171–183.
- Gibbons J, Venegas C, Guzmán L, Pizarro G, Boré D, Galvez P (2002) Programa de monitoreo de pequeños cetáceos en áreas selectas de la XII región. Final Report FIP-IT/99-28. Universidad de Magallanes, Punta Arenas.
- Goodall, R.N.P. & Cameron, I.S. 1980. Exploitation of small cetaceans off Southern South America. Report of the International Whaling Commission 30: 445–450.
- Goodall RNP, Norris KS, Harris G, Oporto JA, Castello HP (1995) Notes on the biology of the Burmeister’s porpoise, *Phocoena spinipinnis*, off southern South America. Report of the International Whaling Commission 16: 317–348.
- Goodall RNP, Schiavini ACM, Fermani C (1994) Net fisheries and net mortality of small cetaceans off Tierra del Fuego, Argentina. Report of the International Whaling Commission 15 (special issue): 295–304.
- Goodall RNP, Wursig B, Wursig M, Harris G, Norris KS (1996) Sightings of Burmeister’s porpoise, *Phocoena spinipinnis*, off southern South America. *Oceanographic Literature Review* 10: 1042.
- Heinrich S (2006) Ecology of Chilean dolphins and Peale’s dolphins at Isla Chiloe, southern Chile. FALTA COMPLETAR LA REFERENCIA
- Heinrich S, Genov T, Riquelme MF, Hammond PS (2019) Fine-scale habitat partitioning of Chilean and Peale’s dolphins and their overlap with aquaculture. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29: 212–226.
- Hucke-Gaete R (2000) Review of the Conservation Status of Small cetaceans in Southern South America. Convention on Migratory Species, Bonn.
- Hucke-Gaete R, Viddi FA, Simeone A (2021) Aves y mamíferos marinos de la Patagonia chilena: especies focales para la conservación de los ecosistemas marinos. In: Castilla JC, Armesto JJ, Martínez-Harms MJ (eds) *Conservación en la Patagonia Chilena: Evaluación del conocimiento, oportunidades y desafíos*, 289–320. Ediciones UC, Santiago de Chile.
- Jefferson TA, Leatherwood S, Webber MA (1993) *Marine Mammals of the World*, FAO Species Identification Guide. Rome.
- Kemper CM, Pemberton D, Cawthorn M, Heinrich S, Mann J, Würsig B, Shaughnessy P, Gales R (2006) Aquaculture and marine mammals: Co-existence or conflict? *Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues* pp. 209–225. CSIRO, Melbourne.
- Lescrauwaet, A.K. & Gibbons, J. 1994. Mortality of small cetaceans and the crab bait fishery in the Magallanes area of Chile since 1980. Report of the International Whaling Commission 15: 485–494.
- Mangel JC, Alfaro-Shigueto J, Van Waerebeek K, Cáceres C, Bearhop S, Witt MJ, Godley BJ (2010) Small cetacean captures in Peruvian artisanal fisheries: High despite protective legislation. *Biological Conservation* 143: 136–143.
- Molina-Schiller D, Rosales SA, Freitas TRO (2005) Oceanographic conditions off coastal South America in relation to the distribution of Burmeister’s porpoise, *Phocoena spinipinnis*. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* VOL??: 141–156.
- Niklitschek EJ, Soto D, Lafon A, Molinet C, Toledo P (2013) Southward expansion of the Chilean salmon industry in the Patagonian Fjords: main environmental challenges. *Reviews in Aquaculture* 5: 172–195.
- Quiñones RA, Fuentes M, Montes RM, Soto D, León-Muñoz J (2019) Environmental issues in Chilean salmon farming: a review. *Reviews in Aquaculture* 11: 375–402.
- Reyes JC (2018) Burmeister’s Porpoise: *Phocoena spinipinnis* Burmeister, 1865. In: Würsig B, Thewissen JGM, Kovacs KM (eds) *Encyclopedia of Marine Mammals (Third Edition)*, 146–148. Academic Press.
- Reyes, J.C. & Oporto, J.A. 1994. Gillnet fisheries and cetaceans in the southeast Pacific. Report of the International Whaling Commission 15: 407–474.
- Reyes, J.C. & van Waerebeek, K. 1995. Aspects of the biology of Burmeister’s porpoise from Peru. Report of the International Whaling Commission 16: 349–364.
- Rosa S, Milinkovitch MC, Van Waerebeek K, Berck J, Oporto J, Alfaro-Shigueto J, Van Bresselem M-F, Goodall N, Cassens I (2005) Population structure of nuclear and mitochondrial DNA variation among South American Burmeister’s porpoises (*Phocoena spinipinnis*). *Conservation Genetics* 6: 431–443.
- Sueyro N, Coscarella MA, Crespo EA (2014) Estimación de abundancia de la marsopa espinosa (*Phocoena spinipinnis*) en la región costera de Península Valdés, Chubut, Argentina. Esquel. XXVII Jornadas de Nacionales de Mastozoología, Libro de Resúmenes.
- Taylor BL, Archer FI, Martien KK, Rosel PE, Hancock-Hanser BL, Lang AR et al. (2017) Guidelines and quantitative standards to improve consistency in cetacean subspecies and species delimitation relying on molecular genetic data. *Marine Mammal Science* 33: 132–155.
- Tzika AC, D’Amico E, Alfaro-Shigueto J, Mangel JC, Van Waerebeek K, Milinkovitch MC (2010) Molecular identification of small cetacean samples from Peruvian fish markets. *Conservation Genetics* 11: 2207–2218.
- Van Waerebeek K, Santillán L, Reyes JC (2002) An unusually large aggregation of Burmeister’s porpoise *Phocoena spinipinnis* off Peru, with a review of sightings from the Eastern South Pacific. *Noticiero Mensual* 350: 12–17.
- Van Waerebeek K, Van Bresselem MF, Felix F, Alfaro-Shigueto J, García-Godos A, Chávez-Lisambart L, Ontón K, Montes D, Bello R (1997) Mortality of dolphins and porpoises in coastal fisheries off Peru and Southern Ecuador in 1994. *Biological Conservation* 81: 43–49.

Viddi FA (2009) Behavioural ecology of small cetaceans in the Northern Patagonian fjords, Chile. Ph.D. thesis. Macquarie University, Australia.

Weir CR, Rutherford S (2019) First record of Burmeister's porpoise (*Phocoena spinipinnis*) in the Falkland Islands (Malvinas). Marine Biodiversity Records 12: 19.

Tabla 1. Síntesis de información de las fichas sobre aspectos espaciales, dieta, demografía e interacciones para 17 especies de cetáceos para los cuales se dispone de datos de interacción con actividades pesqueras y acuícola en aguas chilenas. La información representa el conocimiento actual que se dispone para aguas de Chile. El estado de conservación es basado en la lista de clasificación de especies del Ministerio de Medio Ambiente de Chile, que en muchos casos esta desactualizada. Se ha omitido de la tabla otros aspectos biológicos/ecológicos de las respectivas especies. Ver fichas arriba para mayor información.

Especie	Rango geográfico	Dieta	Tamaño poblacional	Tendencia poblacional	Interacción/mortalidad con actividades humanas	Categoría de conservación nacional
<i>Balaenoptera musculus</i>	Desde Iquique hasta la Antártica, incluyendo el archipiélago de Juan Fernández e isla de Pascua. Áreas de concentración en las regiones de los Ríos, Los Lagos y Aysén durante el verano/otoño austral.	Eufáusidos.	Zona de alimentación de Patagonia norte: 373 (95% IC = 191–652) para el año 2009. 569 (95% IC = 455-683) a 761 (95% IC = 95 % = 614-908). Corriente Humboldt: 303 (95% CI 176–625) entre los 20°S y 38°S (CBI 1997/98). 542 (95% IC = 337-855) entre los 18°S y 41°S y para el período 2016 al 2020.	Sugiere ser incremental.	Enmallamiento en artes de pesca y acuicultura. Colisión con embarcaciones.	En Peligro (última actualización año 2008).
<i>Balaenoptera physalus</i>	Entre 18°30'S y 40°S, incluyendo archipiélago de Juan Fernández, con mayores registros en las regiones de Coquimbo, Atacama, Antofagasta, y de Arica y Parinacota.	Eufáusidos.	Corriente Humboldt (18°-41°S): 2.370 ± 540 y para el período 2016 al 2020.	Desconocido.	Enmallamiento en artes de pesca. Colisiones con embarcaciones.	En Peligro Crítico (última actualización año 2008).
<i>Balaenoptera borealis</i>	Desde Antofagasta (23°30'S) hasta la Antártica (68°S), incluyendo el archipiélago de Juan Fernández.	Langostino <i>Munida gregaria</i> , copépodo <i>Calanus tonsus</i> , eufáusido <i>Euphausia vallentini</i> , anfípodo <i>Parathemisto gaudichaudi</i> , así como	Desconocido.	Aparentemente en aumento por la mayor frecuencia de ocurrencia de los avistamientos y zonas	Enmallamientos accidentales en aparejos de centros de salmonicultura. Colisiones con embarcaciones.	En peligro Crítico (última actualización año 2011).

		algunos peces y calamares pequeños.		geográficas utilizadas.		
<i>Megaptera novaeangliae</i>	Todas la regiones, con agregaciones estivales en las áreas de Golfo Corcovado y aguas adyacentes, estrecho de Magallanes y en los últimos años en canal Beagle y Cabo de Hornos.	Eufaúsidos, Langostinos (<i>Munida gregaria</i>), y pequeños peces pelágicos.	Área de alimentación del estrecho de Magallanes: 132 individuos (95% CI: 125-138) para el período 1999-2011. 204 individuos (95% CI: 199-210) para el período 2004-2017. No hay para el resto del país. Estimación población del Pacífico Suroriental: 11.784 individuos (Félix et al. 2021). Se debe considerar que la especie migra a través de aguas chilenas en dos oportunidades por año.	Estrecho de Magallanes: Sugiere ser incremental, pero con una baja tasa de crecimiento anual (2.3%). Población Pacífico Suroriental: En aumento (6% anual).	Enmallamiento en artes de pesca y acuicultura. Colisión con embarcaciones.	Vulnerable (última actualización año 2008).
<i>Eubalaena australis</i>	Desde Arica (18°29'S) hasta golfo de Penas (47°10'S). En la boca oriental del estrecho de Magallanes existe una concentración de avistamientos que ha sido sugerida de la población del Atlántico Suroccidental.	Desconocido.	Se sugiere una población menor a 50 individuos maduros (Galletti-Vernazzani et al. 2014); sin embargo, no hay sustento científico de cómo dicha estimación fue alcanzada y cuál fue el tipo de información utilizada.	Desconocido.	Enmallamiento en artes de pesca.	En Peligro (última actualización año 2008).
<i>Physeter macrocephalus</i>	Desde Arica hasta el Territorio Antártico Chileno, incluyendo las islas oceánicas del archipiélago de Juan Fernández, islas	Cefalópodos (jibias gigantes <i>Dosidicus gigas</i>).	Corriente Humboldt (18°S y 41°S): 2.236 (95% IC = 1290-4633) para el período 2016 al 2020.	Desconocido.	Pesca accidental pesquerías pez espada y bacalao. Colisión con embarcaciones.	Vulnerable (última actualización año 2009).

	San Félix y San Ambrosio, e isla de Pascua/Rapa Nui.					
<i>Delphinus delphis</i>	Desde caleta Buena (19°45'S, Iquique) hasta los 40°47'S, incluyendo el archipiélago de Juan Fernández, e islas Alejandro Selkirk, San Félix y San Ambrosio.	Desconocido. Probablemente peces epipelágicos.	Corriente Humboldt (18°S y 41°S): 16.812 (95% IC = 8.412-38.194) para el período 2016 al 2020.	Desconocido.	Enmallamiento en pesquerías industriales y artesanales del norte de Chile.	Preocupación menor (última actualización año 2017).
<i>Delphinus capensis</i>	Zona norte y centro norte entre 19°S y 25°S.	Desconocido. Probablemente peces epipelágicos.	Desconocido.	Desconocido.	Enmallamiento en artes de pesca.	Datos insuficientes (última actualización año 2016).
<i>Globicephala melas</i>	Desde 20°12'S (Iquique) hasta 62°59'S (Antártica), incluyendo la isla oceánica de San Ambrosio (28°00'S).	Desconocido. Probablemente peces y calamares demersales.	Desconocido.	Desconocido.	Enmallamiento en artes de pesca.	Datos insuficientes (última actualización año 2008).
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Desde Paso Malo (21°01'S, Antofagasta) hasta el sur de Caldera (27°29'S), incluyendo el archipiélago de Juan Fernández.	Desconocido. Probablemente calamares.	Desconocido.	Desconocido.	Enmallamiento en artes de pesca.	Datos insuficientes (última actualización año 2008).
<i>Tursiops truncatus</i>	Todas las regiones, incluyendo el archipiélago de Juan Fernández e islas oceánicas. Poco frecuente en la región de Magallanes. Una población residente en islas Chañaral, Damas y Choros.	Desconocido. Probablemente calamares, y peces epipelágicos y mesopelágicos.	No hay estimaciones para el país, con excepción para el grupo residente de Islas Chañaral, Damas y Choros de 40-45.	Desconocido.	Pesca accidental en pesquerías del norte de Chile.	“En peligro” para la población residente, y “Preocupación Menor” para la población oceánica (última actualización año 2009).

<i>Lagenorhynchus obscurus</i>	Desde Arica (18°29'S) hasta cabo de Hornos, con una discontinuidad entre los 39°43'S y 46°00'S.	Desconocido Probablemente peces pelágicos menores.	Corriente Humboldt (18°S y 41°S): 7.509 (95% IC = 3.914-17.633) para el período 2016 al 2020.	Desconocido.	Pesca accidental en pesquerías pelágicas en la zona centro-norte. Fue usado como carnada en la pesquería de la centolla en la década de 80' y 90'.	Preocupación menor (última actualización año 2017).
<i>Lagenorhynchus australis</i>	Desde Valdivia (38°S) hasta el cabo de Hornos a lo largo de la plataforma continental y fiordos patagónicos. Registros excepcionales hasta el río Aconcagua (32°25'S).	Desconocido. Probablemente peces demersales y pequeños cefalópodos, además de crustáceos.	Desconocido en gran parte de su rango de distribución en aguas chilenas. Región de Magallanes (49°-56°S): 2.400 individuos para el año 2001. Costa del sur y centro de isla de Chiloé (42-43°S): 200 individuos para el año 2004-2005.	Desconocido.	Fue usado como carnada en la pesquería del róbalo, pez espada, y centolla en la década de 80' y 90'.	Preocupación menor (última actualización año 2017).
<i>Lissodelphis peronii</i>	Desde Arica hasta Cabo de Hornos, con la mayor frecuencia de avistamientos al norte de los 40°S.	Sobre la base de un estómago, dieta compuesta por peces linternas de las familias Myctophidae, Bathylagidae y Gonostomatidae; y cefalópodos (<i>Gonatus antarcticus</i>).	Desconocido.	Desconocido.	Pesca accidental en pesquería de pez espada en la zona centro-norte del país.	Datos insuficientes (última actualización año 2008).
<i>Cephalorhynchus eutropia</i>	Desde Concón, Valparaíso (33°S) hasta seno Grandi, isla Navarino (55°15'S).	Desconocido. Probablemente sardinas, anchovetas, róbalo, pejerreyes, cefalópodos, y crustáceos.	Desconocido en gran parte de su rango de distribución en aguas chilenas. Para un área de aproximadamente 270 km ² al sureste de la isla Grande de Chiloé: 60	Desconocido.	Enmallamiento en pesquerías costeras con redes de enmalle, y redes antilobos de acuicultura. Fue usado como carnada en la pesquería de róbalo, pez espada y centolla en la década de 80' y 90'.	Vulnerable (Región de Los Lagos al norte), y Casi-amenazado (Región de Aysén al sur) (última actualización año 2011).

			individuos para los años 2004-2005.			
<i>Cephalorhynchus commersonii</i>	Región de Magallanes, entre el estrecho de Magallanes a canal Beagle. Un registro inusual en el mar interior de Chiloé.	Desconocido. Probablemente peces, cefalópodos, crustáceos e invertebrados pelágicos y bentopelágicos.	Estimaciones en la boca oriental del estrecho de Magallanes en las décadas de los 80' y 90', fue entre 718 y 3.211 para los veranos de 1984 a 1996 (Venegas & Atalah 1987, Leatherwood et al. 1988, Venegas 1990, 1996).	Desconocido.	Fue cazada para uso como carnada en pesquería de la centolla y centollón en la década de 80' y 90'.	En Peligro (última actualización año 2009).
<i>Phocoena spinipinnis</i>	Desde Arica (18°29'S) hasta cabo de Hornos (55°25'S), presentando la mayor cantidad de registros en las aguas de la zona norte del país.	Desconocido. Probablemente peces pelágicos y demersales.	Desconocido.	Desconocido.	Fue cazada para su uso como carnada en pesquería de la centolla en la década de 80' y 90'. Enmallamiento en redes de enmalle costeras en el sur de Chile.	Datos insuficientes (última actualización año 2017).

4.1.2. Métodos para la cuantificación de la abundancia y tendencia de poblaciones de cetáceos

Acevedo et al. (2019) realizan una detallada compilación de las técnicas utilizadas para la estimación poblacional de mamíferos marinos. Entre éstos, destaca por su aplicabilidad en Chile el muestreo a distancia mediante transectas lineales. Este método es una técnica de muestreo no invasiva, ampliamente utilizada para estimar la abundancia de poblaciones de animales silvestres (Buckland et al. 1993, 2004). Varios diseños de transectos lineales pueden ser encontrados en la literatura (e.g., transectos lineales con o sin anchos de bandas fijas, transectos en zigzag, transectos paralelos, transectos oblicuos), así como de diseños de muestreos (e.g., sistemáticos, modo de paso (passing mode) o de acercamiento (closing mode), estratificados, en bloques) y plataformas de observación (e.g., embarcaciones menores, embarcaciones mayores, aeronaves tripuladas). Independiente del diseño de los transectos, del tipo de muestreo y de la plataforma de trabajo, la metodología debe ser desarrollada por un equipo de profesionales con amplia experiencia en la aplicación de tal o cual metodología para obtener resultados satisfactorios, dado a que los muestreos por transectos se basan sobre un pequeño número de supuestos claves que, si no son reunidos, los estimados de abundancia pueden tener substancial error. Estos supuestos son: i) los grupos (animales) directamente sobre la línea (transecto) son siempre detectados con certeza, ii) los grupos son detectados en su locación inicial, antes de cualquier movimiento en respuesta al observador, iii) las distancias (y ángulos cuando sea relevante) son medidos con precisión y los grupos son correctamente contados, iv) los grupos están espacialmente distribuidos en el área a ser muestreada de acuerdo a procesos estocásticos con tasa de parámetro D (número por unidad de área), y v) las líneas colocados al azar son prospectadas en su totalidad y una muestra de n grupos es detectada, medida y registrada (Buckland et al. 2004).

4.1.3. Avances en técnicas analíticas para la estimación de patrones de distribución y abundancia, con énfasis en la integración de múltiples fuentes de datos

Durante los últimos años, los métodos para la estimación de patrones de distribución y abundancia en cetáceos han experimentado un gran avance, no solo desde el punto de vista de la implementación de nuevas tecnologías, sino que del desarrollo de los métodos analíticos. Desde las primeras estimaciones basadas en conteos de animales migrando (Laake et al. 2012) o individualmente reconocibles (Olesiuk et al. 1990), se ha avanzado considerablemente hacia la

consideración explícita de distintas formas de acomodar las fuentes de variabilidad asociados a los procesos ecológicos y de observación, propagación de la incertidumbre y la integración de distintas fuentes de datos. En esta sección generamos una reseña sobre estos avances, enfocándonos en las dos familias de modelos que consideran simultáneamente los fenómenos ecológicos de la distribución y la abundancia, a saber, el muestreo a distancia y los métodos de captura-recaptura. Como se describe al final de la sección, estos métodos pueden ser implementados simultáneamente durante las prospecciones, abriendo un camino para la complementariedad y/o integración.

i) Muestreo a distancia

La formulación original del muestreo a distancia considera una serie de transectos dispuestos aleatoriamente dentro de un área de estudio regular, y donde la probabilidad de detectar individuos solo depende de su distancia a los transectos (Buckland et al. 2001). Bajo esta formulación los transectos son considerados muestras para estimar la densidad general del área de estudio, siendo un supuesto que estos proveen una cobertura homogénea del área de estudio y no presentan diferencias muy grandes entre ellos (Buckland et al. 2001). Al multiplicar la densidad estimada en los transectos por el área de estudio se puede estimar la abundancia total de animales (Buckland et al. 2001). Esta forma simple de estimar la abundancia ha sido expandida considerablemente durante las últimas décadas para acomodarse a escenarios más complejos.

Al prospectar áreas de gran extensión espacial es esperable que las distintas especies de cetáceos concentren sus densidades en áreas radicalmente distintas; es decir, presenten patrones espaciales. Una forma simple de considerar las variaciones espacio-temporales en las densidades de las poblaciones, se basa en la discretización del área de estudio en estratos con el fin de generar estimaciones de densidad distintas para cada estrato (Buckland et al. 2015). Esto asume cierto conocimiento previo sobre la distribución de los animales que justifica la discretización del área de estudio en estratos donde se espera que las densidades sean bastante distintas. Ejemplo de esto son las prospecciones realizadas por la Comisión Ballenera Internacional en el océano austral, en donde se definen estratos cercanos al borde del hielo marino, donde algunas especies de grandes cetáceos presentan densidades mayores, y estratos oceánicos de mayor tamaño y donde

las densidades son menores (Branch & Butterworth 2001a, 2001b; Buckland et al. 2015). Posteriormente, esto ha sido refinado y aplicado a zonas geográficas complejas que agrupan fiordos, canales y golfos, donde las especies presentes, densidades y condiciones de observación varían considerablemente (Thomas et al. 2007).

Sin embargo, la definición de estratos requiere cierto grado de arbitrariedad a la hora de definirlos y no considera la variación espacial emanada de los cambios continuos en el hábitat de las especies. Hedley & Buckland (2004) desarrollaron un método donde los transectos son divididos en segmentos de menor tamaño y donde la densidad de animales es estimada para cada uno de ellos. Esto permitió asociar la variabilidad de las condiciones ambientales (variabilidad intra-transecto) mediante funciones de correlación. Así, considerando la relación estimada entre variables ambientales y la densidad esperada, estos modelos pueden ser utilizados para generar superficies de densidad, y por ende, la capacidad de predecir la densidad en áreas no muestreadas (Gómez de Segura et al. 2007, Mannocci et al. 2015, Roberts et al. 2016). Como estas predicciones se realizan sobre grillas con valores de las variables ambientales para cada celda, en este caso la abundancia se obtiene estimando el número de individuos para cada celda de la superficie de densidad y sumando todas estas. Este tipo de modelo ha sido utilizado en múltiples ecosistemas proveyendo una oportunidad para considerar los patrones espaciales de las especies a la hora de estimar la abundancia, lo cual además tiene una aplicación directa para la definición de áreas prioritarias para la conservación (Becker et al. 2019, 2012; Bedriñana-Romano et al. 2018). Además, los modelos de superficies de densidad han sido implementados utilizando plataformas de oportunidad como embarcaciones de turismo; es decir, sin un diseño de muestreo (Williams et al. 2006). Dado que estas embarcaciones cubren la suficiente variabilidad en las condiciones ambientales y los patrones de distribución del caso de estudio, la correlación estimada entre las variables ambientales y la densidad puede ser utilizada para generar superficies de densidad.

Estos tipos de modelos permiten incorporar a la incertidumbre inherente de los datos y la incertidumbre asociada a las variaciones ambientales, ya que seleccionando distintas condiciones (e.g., distintos días o meses dentro del periodo de estudio) es posible generar distintas superficies de densidad y por ende cuantificar su variabilidad (Forney et al. 2012). De lo anterior se desprende su potencial uso para la estimación de variaciones en los patrones de distribución bajo posibles

escenarios futuros, como los esperados bajo el cambio climático, o predecir patrones de distribución para especies con pocos datos utilizando información de otros ecosistemas (Becker et al. 2019, Redfern et al. 2017).

El manejo de las distintas fuentes de variación y la propagación de la incertidumbre en los modelos descritos es una fuente constante de investigación, entendiendo que en su conceptualización original el proceso de modelamiento se realiza en al menos dos etapas distintas (Miller et al. 2013). Por un lado, una primera parte se basa en el ajuste de una curva de detección, la cual puede incorporar covariables de observación (e.g., estado del mar, condiciones de visibilidad, velocidad del viento, entre otros). Esto permite cuantificar el área efectiva de muestreo con el fin de calcular la densidad. Una vez obtenidos estos valores, una segunda parte los incorpora dentro de los modelos correlativos que buscan predecir en función de variables ambientales la distribución de los animales. Propagar la incertidumbre desde una etapa a la siguiente puede realizarse mediante re-muestreo (e.g., bootstrap); sin embargo, en los últimos años varias aproximaciones se han implementado para este cometido estimando todos los parámetros del modelo en un solo paso (Miller et al. 2013).

Los modelos ajustados en un marco bayesiano permiten de forma natural acomodar las distintas partes del modelo, y por ende lograr la propagación completa de la incertidumbre. Además, el disponer con distribuciones posteriores para cada parámetro permite una forma sencilla de obtener intervalos de credibilidad, entre otros cuantificadores de incertidumbre (Sigourney et al. 2020). Los modelos jerárquicos (que pueden ser ajustados en un marco bayesiano o frecuentista) permiten acomodar no solo los distintos componentes del modelo sino que también diferentes niveles jerárquicos de variación (Bedriñana-Romano et al. 2018, Breininger et al. 2019, Sigourney et al. 2020). Estos modelos han comenzado a utilizarse en la estimación de patrones de distribución y abundancia de cetáceos incipientemente, a pesar de que su desarrollo estadístico se remonta varias décadas atrás (Royle 2004). En el contexto del muestreo a distancia, un modelo jerárquico asume que el proceso de observación (probabilidad de detección) relaciona el número observado de individuos o grupos de animales con la variable no observada (e.g., variable latente), y número de individuos o grupos total en cada unidad de muestreo, considerando así en el modelamiento a los individuos no detectados (Royle 2004). Más niveles de variación pueden ser

incorporados; por ejemplo, si además de la probabilidad de detección se incorpora la disponibilidad (Breininger et al. 2019, Sigourney et al. 2020). Este proceso es importante en el caso de los cetáceos donde gran parte del tiempo los animales no se encuentran disponibles para ser detectados durante sus buceos (Sigourney et al. 2020).

Un estudio demostró que distintas distribuciones utilizadas en modelos de distribución para modelar conteos o datos de presencia-ausencia, son aproximaciones de un mismo proceso de punto inhomogéneo de Poisson (Aarts et al. 2012). Este principio matemático fue utilizado por Bedriñana-Romano et al. (2018) para integrar datos de distinto origen con el objeto de estimar los patrones de distribución y abundancia de ballenas azules en la nor-Patagonia chilena. En este caso, un modelo jerárquico fue ajustado a datos sistemáticos de muestreo a distancia al mismo tiempo que un modelo complementario fue usado para datos de oportunidad de presencia-disponibilidad (modelo logístico). Ambos modelos compartieron los parámetros que controlan el efecto de variables ambientales sobre las densidades estimadas, permitiendo prestar fuerza estadística y reducir la incertidumbre asociada. Además, el modelo asumió que los interceptos del predictor lineal corresponden a una variable aleatoria regulada por hiperparámetros, permitiendo respetar la diferencias en la abundancia absoluta entre años de muestreo. Lo anterior puede ser expandido para incorporar variabilidad en los parámetros que controlan el efecto de las variables ambientales sobre la densidad, en casos en los que se espera un cambio en los patrones de selección de hábitat debido a modificaciones a nivel de ecosistema (e.g., ENSO, cambio climático).

Modelo jerárquico

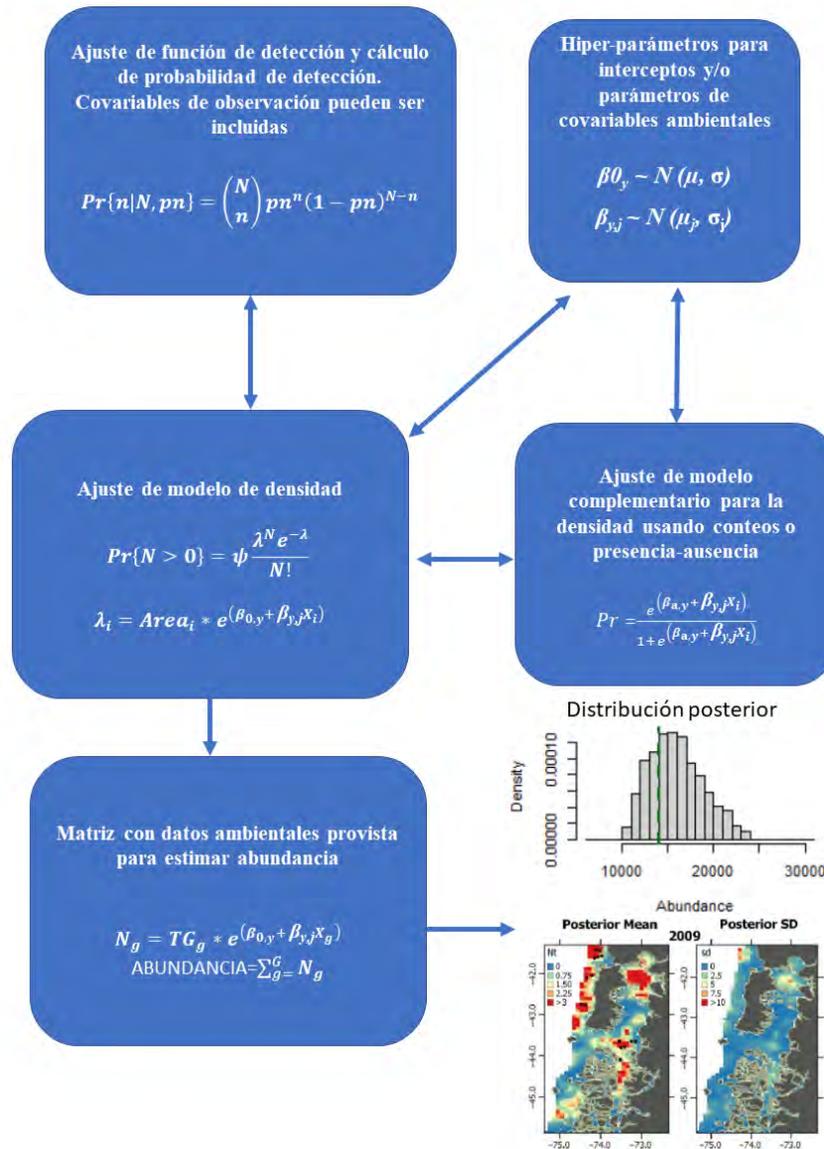


Figura 1. Diagrama con la estructura general de un modelo jerárquico Bayesiano para la estimación de distribución y abundancia. La principal característica es que todas las partes del modelo se estiman simultáneamente, permitiendo la propagación total de la incertidumbre. En este caso se considera un modelo binomial N de mezcla, pero otros modelos también pueden ser ajustados. El modelo estima la probabilidad de detección en base al ajuste de la curva de detección y relaciona la cantidad de individuos (o grupos) observados n con el número total de individuos (o grupos) estimados N . Así, las estimaciones del efecto de las variables ambientales se realizan sobre la variable latente N . En este caso modelada con una distribución Poisson inflada en ceros. Tanto los interceptos, como los parámetros que regulan el efecto de cada variable ambiental sobre la densidad pueden ser fijos o asumirse como variables aleatorias. Esto es útil, por ejemplo, si se cuenta con datos de varios años y se espera que tanto la abundancia total como la relación entre la densidad y el ambiente cambie de año a año. Modelos complementarios pueden adosarse compartiendo los parámetros que regulan el efecto de cada variable ambiental sobre la densidad y así prestar fuerza estadística. Esto puede ser útil cuando los datos obtenidos mediante prospecciones sistemáticas son escasos, pero se cuenta con datos de oportunidad o cuando se requiere integrar datos de diferentes plataformas de muestreo. Finalmente, si matrices con datos ambientales son incorporados directamente en el modelo las estimaciones de abundancia y la incertidumbre asociada puede estimarse en conjunto con el resto del modelo en un solo paso.

En general, los modelos jerárquicos representan un marco plástico para acomodar distintos niveles de variación e integrar datos de distinto origen, al tiempo que se permite la propagación total de la incertidumbre entre todos sus componentes. La Figura 1 resume la arquitectura general de esta clase de modelo.

ii) Captura y recaptura

Los métodos de captura y recaptura se basan en el estimador Lincoln–Petersen el cual asume la estimación de la abundancia total de una población cerrada en base a dos muestreos consecutivos, y donde la probabilidad de captura entre estos es la misma (Chao 2001, Lincoln 1930, Petersen 1896). El principio puede ser resumido de la siguiente manera. En un primer muestreo se captura un número de animales n_1 que son marcados y liberados, por lo que la proporción de animales marcados en la población N será n_1/N . En un segundo muestreo se captura un número de animales n_2 , de los cuales un número m_2 está marcado pudiendo estimarse la tasa de recaptura m_2/n_2 . Si los supuestos del modelo se cumplen, la proporción de animales marcados entre ambos muestreos es la misma y por ende es posible calcular el tamaño de la población $N = n_1 * n_2 / m_2$.

Este simple estimador dio paso a una serie de modelos estadísticos que permitían relajar los supuestos iniciales, expandiendo los posibles escenarios para su uso. Actualmente, la mayor parte de los modelos no se basan solo en dos muestreos, sino que en varios muestreos consecutivos en el tiempo que pueden resumirse en una matriz de historia de encuentro, la cual en su forma más simple contiene K columnas por cada evento de muestreo y n filas para el total de individuos capturados (Royle et al. 2013b). La matriz es poblada con datos de la variable y , la cual es binaria reflejando para cada individuo si fue capturado ($y=1$) o no fue capturado ($y=0$) en cada evento de muestreo. Distintos métodos han sido utilizados para estimar el tamaño poblacional en base a las probabilidades de encuentro, estimando la cantidad de individuos nunca capturados, así como la posibilidad de incorporar más fuentes de variación como el cambio en la probabilidad de encuentro con el tiempo, respuestas conductuales, la incorporación de varios tipos de covariables (Chao et al. 2000, Royle et al. 2013b, 2013a; Royle & Dorazio 2010).

Hoy en día, la mayor generalización de los modelos de captura-recaptura pueden ser englobados en los modelos de captura-recaptura espacialmente explícitos (MCRE). Los MCRE son modelos jerárquicos que son capaces de contemplar distintos niveles de variación, tanto en el proceso de observación (muestreo) como en los procesos ecológicos objetivo (Borchers & Marques 2017, Royle et al. 2013b, 2013a). Al contemplar la dimensión espacial y temporal, explícitamente este tipo de modelo permite generar estimaciones de tamaño poblacional (N), densidad (D), y área de muestreo (A), bajo supuestos congruentes con la teoría ecológica, incorporar covariables asociadas a los procesos de observación (e.g., diferencias espaciales en la probabilidad de capturar individuos) y ecológico (e.g., diferencias espaciales en la probabilidad de ocurrencia de los individuos), contempla variaciones a nivel de individuo en el uso del espacio (e.g., diferencias en rangos de hogar, inmigración/residencia temporal).

La forma más básica de MCRE contempla que los eventos de captura/no captura y son mutuamente independientes y provienen de una distribución binomial, donde K corresponde al número total trampas¹ y $p_{i,j}$ corresponde a la probabilidad de captura, la cual está indexada por cada individuo i y por cada trampa j .

$$y_{i,j} \sim \text{Binomial}(K, z_i p_{i,j})$$

z_i corresponde a la probabilidad de ocurrencia de un individuo dentro de la población en estudio. Este parámetro se utiliza bajo una reparametrización del modelo que implica el aumento de datos (mayor número de filas), una técnica estadística que consiste en aumentar el número de individuos dentro de la matriz de historia de encuentro, los cuales corresponden a individuos presentes, pero nunca capturados (poseen solo valores de 0 en sus valores de encuentro) (Royle & Dorazio 2010). Al calcular z_i en base a los datos es posible estimar el número de individuos que forman parte de la población, pero que no fueron capturados dentro del estudio, y de esta forma calcular la verdadera abundancia (N). Por su parte, $p_{i,j}$ dependerá al menos de la distancia a la que se encuentra cada trampa del centro de actividad² de cada individuo $\|x_j - s_i\|$, siendo la

¹ Cabe mencionar que el término trampa se utiliza generalmente para aludir a la forma bajo la cual la identidad de un individuo es capturada y en esencia no considera la captura física del animal.

² Aunque teóricamente no son sinónimos, para aplicaciones prácticas podemos asumir que los centros de actividad corresponden al centroide del rango de hogar cada individuo.

posición de cada unidad espacial de muestreo x_j y el centro de actividad de cada individuo s_i coordenadas espaciales bi-dimensionales. Así, $p_{i,j}$ puede ser modelado usando una función logística como la que se muestra a continuación, u otra función de preferencia (media normal, tasa de peligro, entre otras). Así, α_0 corresponderá a la probabilidad media de capturar un animal, y α_1 un parámetro que controla el aumento/disminución de esta probabilidad en función de la distancia $||x_j - s_i||$.

$$\text{logit}(p_{i,j}) = \alpha_0 + \alpha_1 ||x_j - s_i||$$

Este modelo básico puede ser expandido para utilizar una grilla del área de estudio dividida en cuadrículas de igual tamaño, las cuales reemplazan las trampas como unidades muestrales espaciales denominándose píxeles j . Así, en vez de utilizar una distribución binomial para modelar y , se utiliza una distribución multinomial para modelar la frecuencia de uso de cada píxel para cada individuo m_i , (nótese que en este caso m_i corresponde a un vector de frecuencias y por eso no se usa subíndice j)

$$m_i \sim \text{Multinomial}(R, \pi_i)$$

donde R corresponde al número total de muestreos, mientras π_i es definida de la siguiente manera:

$$\pi_{i,j} = \frac{e^{(-\alpha_1 d_{i,j}^2 + \alpha_2 C(s_j))}}{\sum_x e^{(-\alpha_1 d_{i,j}^2 + \alpha_2 C(s_j))}}$$

De esta manera, $\pi_{i,j}$ regula frecuencia de uso de cada píxel por cada individuo dependiendo de la distancia entre cada píxel y el centro de actividad de cada individuo $d_{i,j} = ||s_j - s_i||$, así como de co-variables ambientales (C). Esta última aproximación ha sido utilizada en el caso de los cetáceos (McDonald et al. 2017).

Una de las ventajas de utilizar tanto los métodos basados en captura-recaptura como los modelos de muestreo a distancia descritos anteriormente, es que logísticamente estos pueden ser implementados simultáneamente dentro de una prospección. Esto ha permitido generar comparaciones que no sólo permiten complementariedad, sino que en otras ocasiones discernir

la aproximación más apropiada para el caso de estudio (Crum et al. 2021). Una de las innovaciones más recientes en el desarrollo de estos modelos, es que permite combinar analíticamente aspectos de ambas técnicas dentro del mismo modelo (Borchers et al. 2015, 1998). Si bien los MCRE no consideran la distancia real o estimada de los animales a las trampas, sino que generan mapas de densidad de probabilidad en torno a centros de actividad estimados, el considerar estas distancias acerca estos modelos a los modelos de muestreo a distancia.

Por su parte, modelos de muestreo a distancia que utilizan dos observadores (o grupos de observadores) independientes, en donde los animales pueden ser capturados por algunos de los observadores, por ambos o por ninguno, genera historia de capturas y la posibilidad de estimar el número de animales nunca capturados, acercándolos a los modelos de captura-recaptura (Borchers et al. 2015, 1998). Esta unificación de ambas familias de modelos en los denominados modelos de muestreo a distancia captura-recaptura, han demostrado proveer de mejores estimaciones que utilizando alguna de las familias por separado (Borchers et al. 2015).

Ciertamente ambas familias de modelos encuentran hoy un terreno fértil para su unificación y expansión, la cual dentro del contexto de los modelos jerárquicos permite explotar su plasticidad para mejorar las estimaciones de abundancia y distribución, entre otros aspectos ecológicos (Borchers & Marques 2017). A modo de resumen general, la Tabla 2 entrega un comparativo de los tipos de modelo y sus parámetros y variables.

Tabla 2. Resumen de métodos utilizados para la estimación de abundancia y otros parámetros y variables derivadas (sin ser exhaustiva en todos los tipos de modelos disponibles). Las categorías no son excluyentes, ya que muchos modelos pueden ser combinados.

Tipo de modelo	Unidad muestral	Consideración de variabilidad ambiental	Variable respuesta	Parámetros y variables derivadas
Muestreo a distancia	Transecto o punto	No	conteo	Densidad
Muestreo a distancia	Transecto o punto	Discretización del área en estratos para asignar diferentes diseños y contemplar diferencias en densidad	conteo	Densidad por estrato
Muestreo a distancia	Segmento de transecto o punto	Predictores ambientales utilizados para modelar variaciones continuas en la densidad	conteo, presencia-ausencia	Densidad por unidad de muestreo

Captura recaptura población cerrada	Trampa	No	captura-no captura	Abundancia
Captura recaptura población abierta	Trampa	No	captura-no captura	Abundancia, inmigración, emigración, supervivencia, reclutamiento
Captura recaptura espacial	Trampa, celdas de una grilla	Predictores ambientales utilizados para modelar variaciones continuas en la probabilidad de ocurrencia de los individuos. Los modelos de captura recaptura espacial pueden ser de población abierta o cerrada	captura-no captura	Abundancia, inmigración, emigración, supervivencia, reclutamiento, área de muestreo, rango de hogar
Híbrido Jerárquico	Múltiples	Predictores ambientales utilizados para modelar variaciones continuas en la densidad. Distintos niveles de variación tanto en los procesos ecológicos como de observación.	conteo, presencia-ausencia, presencia-disponibilidad, captura-no captura	Todas las anteriores

4.1.4. Estándares utilizados bajo el alero de la Marine Mammal Protection Act (MMPA) para la evaluación de stocks de cetáceos, incluida la información sensible e indispensable para la estimación del PBR.

Estados Unidos mantiene desde 1972 la Ley de Protección de los Mamíferos Marinos (MMPA, por su sigla en inglés), cuerpo legal amplio sobre la protección que deben tener los mamíferos marinos que entran en contacto con las actividades de pesca y acuicultura. En esta ley se prohíbe la captura de mamíferos marinos y establece una moratoria para la importación, exportación y venta de este tipo de animales. Además, define actos como el acoso o persecución que ellos pudieran sufrir. Esta ley también indica que la Secretaría del Tesoro puede prohibir la importación de productos capturados con tecnología pesquera comercial que resulte en muerte incidental o lesiones graves incidentales de mamíferos marinos superior a los estándares de Estados Unidos. Según la NOAA (<https://www.fisheries.noaa.gov/national/marine-mammal-protection/marine-mammal-stock-assessments>) estos estándares involucran la determinación de especies de mamíferos marinos

que tengan interacción con pesquerías o acuicultura, y requiere conocer sus rangos geográficos, tamaños poblacionales mínimos, tendencias poblacionales y sus tasas, el potencial biológico de remoción (PBR), el status de los stocks o poblaciones, estimaciones anuales de la mortalidad o serias lesiones de índole antropogénicas por fuente y descripciones de otros factores que pudieran causar una declinación o impedir la recuperación de poblaciones estratégicas. El proyecto FIPA 2021-18 precisamente apunta a diseñar un plan que permita atender algunos de dichos requerimientos y apoyar además la implementación del enfoque ecosistémico bajo la Ley de Pesca y Acuicultura chilena.

4.2. Determinar los patrones de distribución de las especies de cetáceos presentes en la zona de estudio, con énfasis en las especies que co-ocurren con la actividad pesquera y acuícola, y para los cuales se dispone de datos de captura incidental.

A continuación, se describen los resultados obtenidos a partir de la base de datos de avistamientos construida en este proyecto. Para cada especie se entrega una descripción general de los registros recabados, el tipo de modelo de distribución que fue utilizado, si corresponde, y su justificación, así como los resultados emanados de dichos modelos. También se incluye los resultados de acústica pasiva para aquellas especies donde existen registros. Toda esta información es discutida para cada especie considerando la revisión bibliográfica generada en la sección anterior.

4.2.1. BALLENA AZUL

La Figura 2 muestra los registros de avistamientos actualmente recopilados para la ballena azul en Chile, correspondiendo a 480 registros confirmados de la especie y 40 registros bajo la categoría de probable ballena azul. Los registros fueron realizados entre 1997 y 2021, y la mayor parte de los datos se concentra en la Patagonia norte. Fuera de esta zona, en la adyacente corriente de Humboldt, los registros de avistamientos han sido recabados a finales de la década de los 90 por parte de: i) los cruceros de la Comisión Ballenera Internacional, ii) un proyecto enfocado en la región de Los Ríos con una variación muy grande entre los dos años de monitoreo (2012-2013), y iii) los recientes cruceros realizados por IFOP, además de algunos registros esporádicos en el norte de Chile. La Figura 3 desglosa los registros por estación del año, observándose que la especie ha

sido avistada principalmente durante los meses de verano y otoño, con muy pocos registros durante el invierno y con una concentración de avistamientos en primavera en el extremo norte del país.

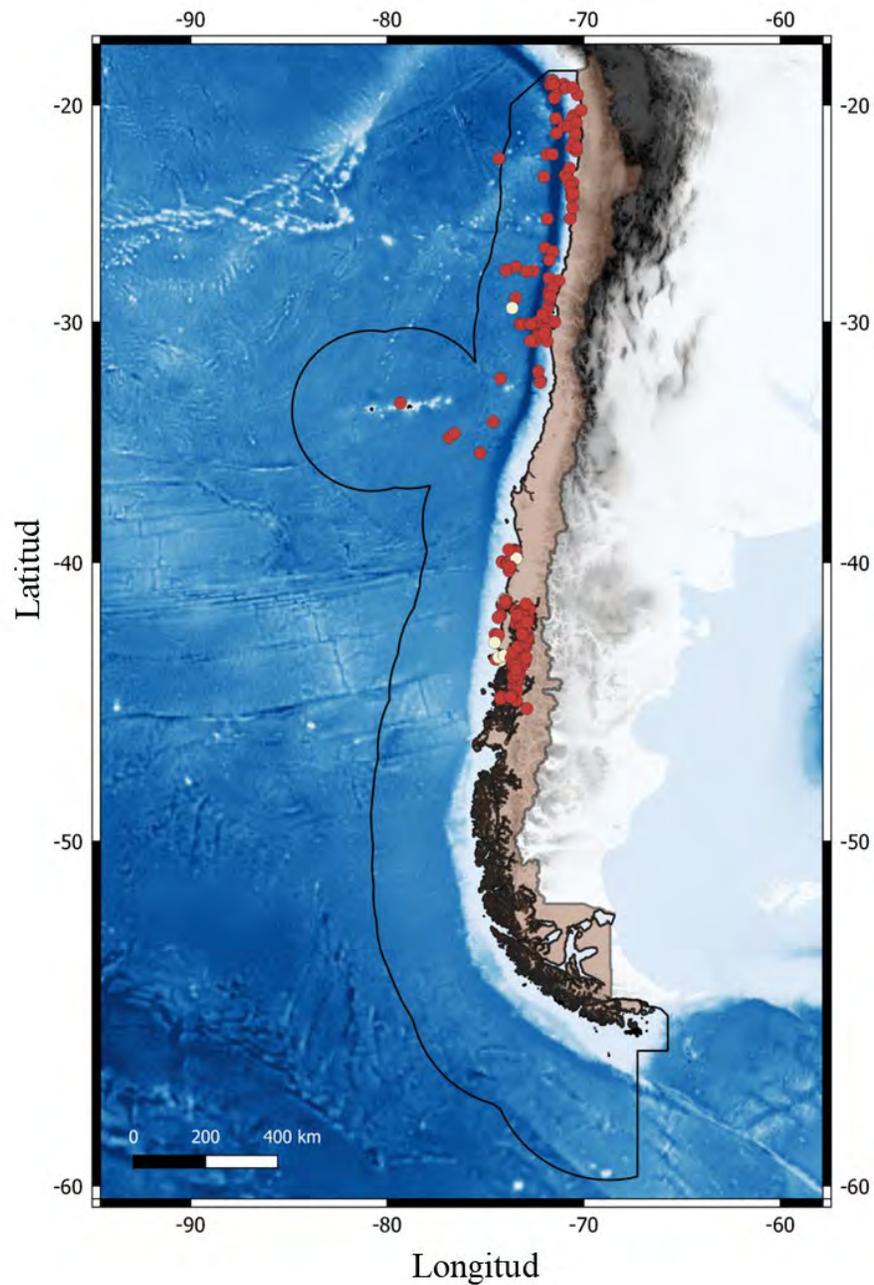


Figura 2. Distribución de los registros de la ballena azul en aguas de Chile. Los puntos rojos indican los registros con la especie confirmada y aquellos en color crema indican registros catalogados como parecido a ballena azul. El polígono de borde negro indica la zona económica exclusiva.

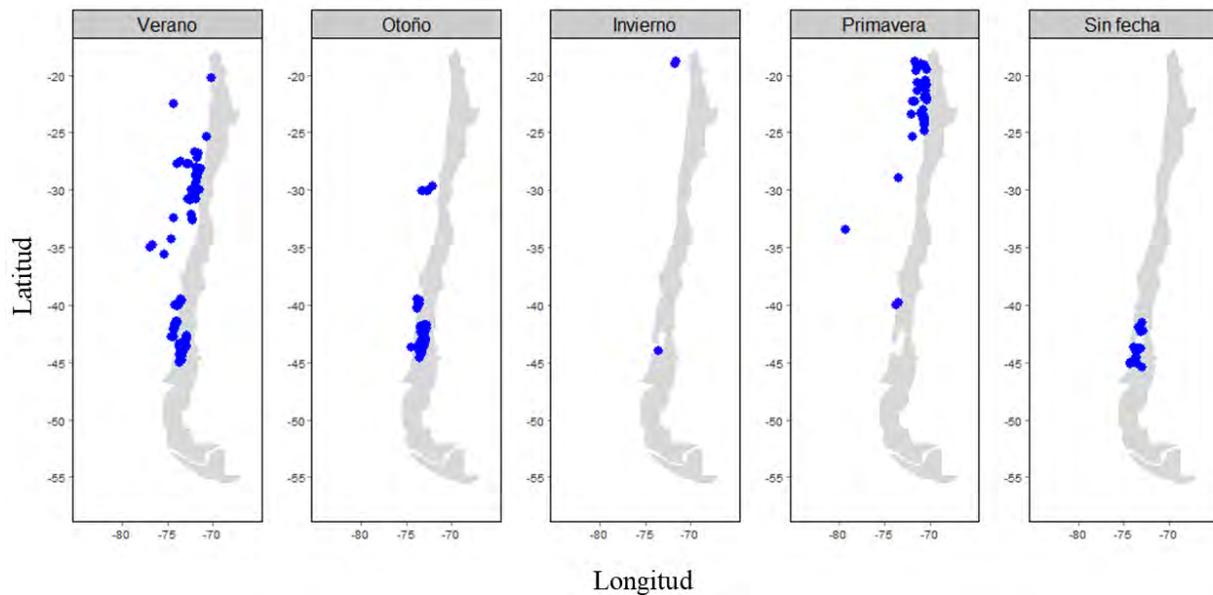


Figura 3. Distribución de los registros de la ballena azul en aguas de Chile separados por estación del año.

Modelos de distribución de esta especie basados en muestreo a distancia han sido ajustados de forma separada para la corriente de Humboldt y la Patagonia norte. En este último ecosistema se ha generado un esfuerzo sintético que engloba los resultados de modelos jerárquicos de distribución, que integran múltiples fuentes de datos, así como los resultados de modelos de movimiento basados en telemetría satelital (Figura 4; Bedriñana-Romano et al. 2021). Como ha sido descrito en la revisión bibliográfica, zonas de alta productividad y la presencia de frente termales han sido descritos como proxis para identificar áreas de alimentación (Bedriñana-Romano et al. 2018, Bedriñana-Romano et al. 2021). La concentración de registros en esta área durante el verano y otoño (base datos) también son congruentes con los registros acústicos disponibles para la especie.

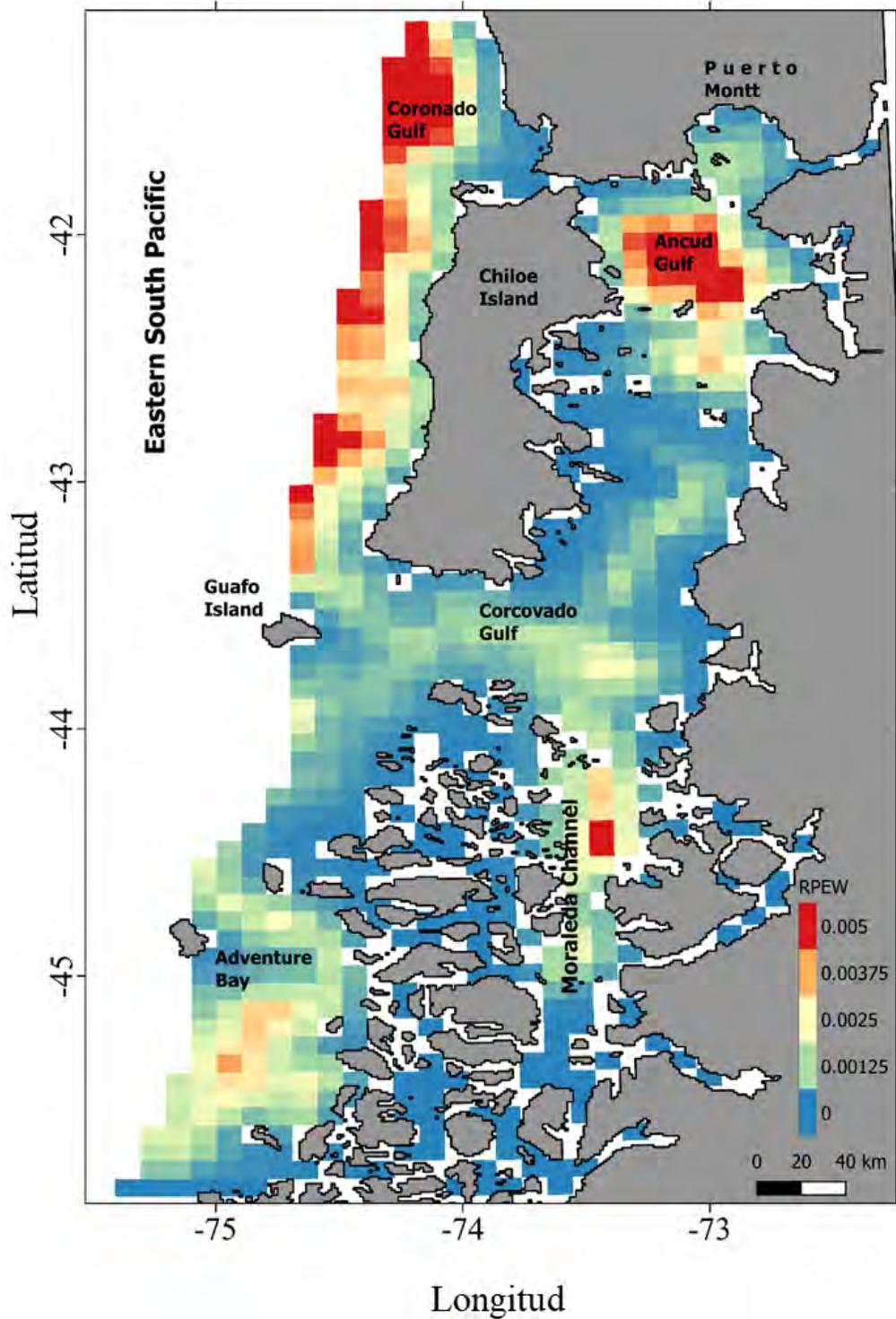


Figura 4. Mapa predictivo de la distribución de ballenas azules en la Patagonia norte expresada como probabilidad relativa de encuentro basado en la combinación de modelos de distribución y modelos de movimiento. Los datos recabados para estos modelos fueron colectados en verano y otoño entre 2009 y 2019. Figura extraída de Bedriñana-Romano et al. (2021).

Basado en una serie de tiempo de 14 meses colectados en el golfo Corcovado, Patagonia Chilena Norte (43°S) con un hidrófono fijo anclado en el fondo marino, se ha registrado la presencia acústica de ballena azul solamente durante el verano y otoño austral, particularmente entre febrero y junio (Buchan et al. 2015, 2021) (Figura 5). Los cantos de ballenas SEP2 son características de las ballenas azules chilenas (Buchan et al. 2014) y son producidos por los machos probablemente con fines reproductivos (Oleson et al. 2007). Los D-calls son vocalizaciones emitidas por machos y hembras en contextos de contacto cercano entre individuos, sean sociales y/o de forrajeo (Oleson et al. 2007, Schall et al. 2019).

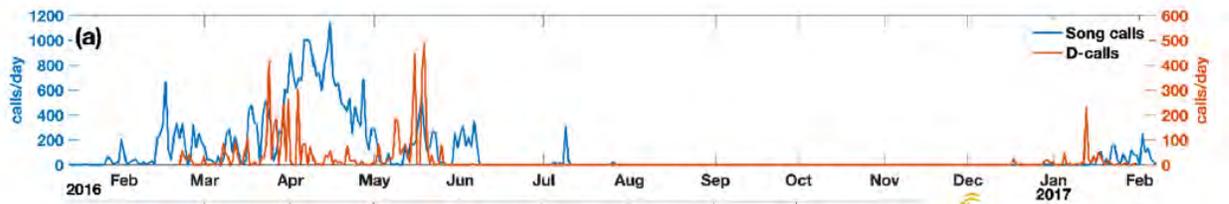


Figura 5. Detecciones diarias entre enero 2016 y febrero 2017 de cantos tipo “SEP2” de ballenas azules del Pacífico Suroriental, y vocalizaciones D-calls de ballenas azules en la Patagonia Norte. No hubo detecciones de cantos entre agosto y diciembre, y de D-calls entre junio y noviembre. Tomado de Buchan et al. (2021).

Los escasos registros invernales de esta especie en la Patagonia norte (e.g., Abramson & Gibbons 2010) y la ausencia de registros acústicos en esta zona son congruentes con los patrones migratorios descritos para la especie (Hucke-Gaete et al. 2018, Torres-Flórez et al. 2015), y explicaría el aumento de registros acústicos de la ballena azul en latitudes menores durante el invierno. Basado en una serie de tiempo de seis años colectados con un hidrófono fijo a media agua anclado en el fondo marino adyacente al archipiélago de Juan Fernandez (33°S), se ha registrado una alta presencia acústica de cantos de ballenas azules del Pacífico Suroriental durante el invierno austral, particularmente entre mayo y agosto (Buchan et al. 2020) (Figura 6).

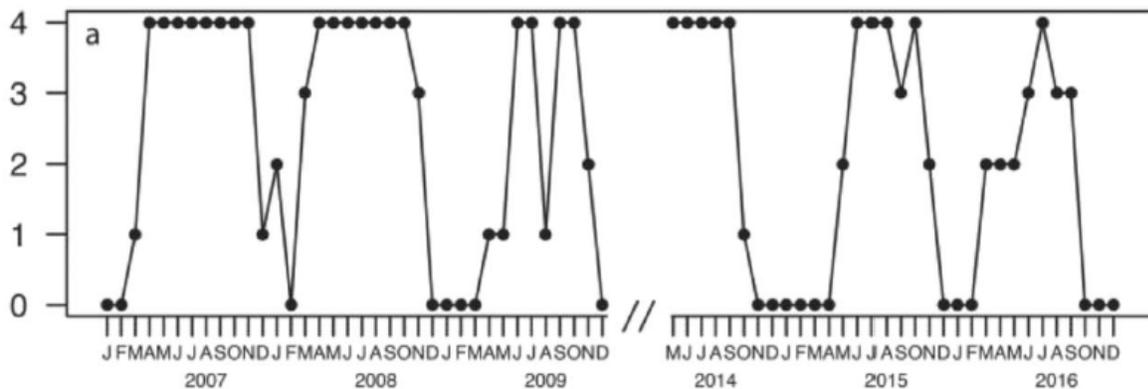


Figura 6. Número de semanas por mes con presencia acústica de ballenas azules del Pacífico Suroriental en el archipiélago de Juan Fernández, sobre una serie de tiempo de seis años entre 2007-2009 y 2014-2016. Tomado de Buchan et al. (2020).

Los recientes cruceros realizados por IFOP en la corriente de Humboldt han permitido ajustar modelos de distribución para esta especie. La densidad de esta especie en estos modelos fue correlacionada negativamente con la variación anual en la productividad, característica de aguas poco productivas lejanas a la costa y el día juliano, observándose un máximo de individuos durante la primavera (Figuras 7 y 8). Estos resultados que no se condicen con las expectativas para la especie en sus áreas de alimentación podría indicar que la presencia, fundamentalmente primaveral de la especie en la corriente de Humboldt, se debe a la presencia de animales migrando desde sus zonas de invernada en dirección a la Patagonia Norte. Más aún, los registros obtenidos por los cruceros de la Comisión Ballenera Internacional en los 90s fueron recolectados entre la primavera tardía y principios del verano (Williams et al. 2011), siendo posible que muchos de estos avistamientos también se trataran de animales migrando. Sin embargo, no es posible descartar que algunos de estos animales efectivamente se alimenten en algunas zonas durante su migración hacia el sur, o incluso que algunos permanezcan durante todo el verano y otoño en aguas de la corriente de Humboldt, como algunos individuos de ballena azul han sido observados en algunas zonas del norte de Chile y la región de los Ríos en verano.

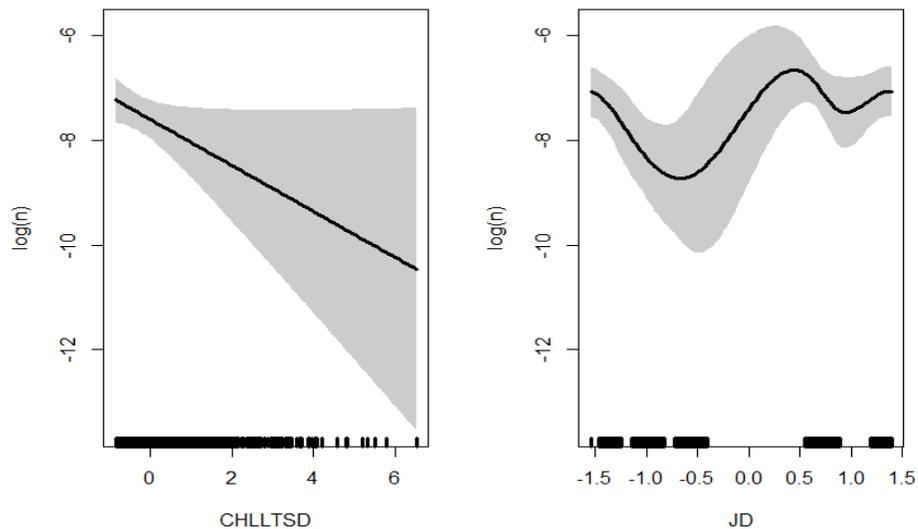


Figura 7. Curvas predictivas resultantes de modelos GAM que reflejan la relación entre los predictores seleccionados de la corriente de Humboldt (IFOP) y la densidad de ballenas azules en escala logarítmica ($\log(n)$). En este caso, la variabilidad en el largo plazo de la concentración de clorofila superficial en escala logarítmica (CHLLTSD) y el día juliano estandarizado (JD). Todas las variables están estandarizadas por lo que sus unidades son desviaciones estándar. Bedriñana-Romano et al. (2022).

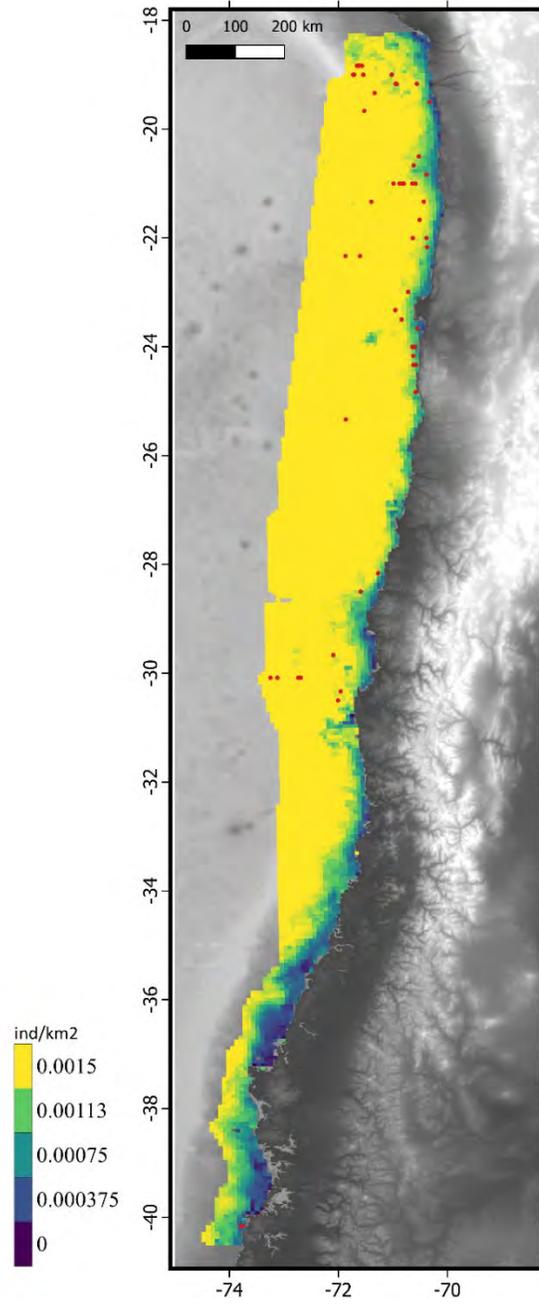


Figura 8. Mapa predictivo de la distribución de ballenas azules en la corriente de Humboldt. Los puntos rojos indican los avistamientos para la especie. Los avistamientos fueron realizados en todas las estaciones del año, excepto invierno, entre 2017 y 2020. Bedriñana-Romano et al. (2022).

4.2.2. BALLENA FIN

La Figura 9 muestra la distribución de 454 registros confirmados y de otros cinco registros bajo la categoría de probable ballena fin recopilados entre 1997 y 2021, concentrándose la mayor parte de ellos en la zona centro norte de Chile donde existe un esfuerzo anual. La Figura 10 desglosa los registros de ocurrencia por estación del año, observándose que la presencia de la especie ocurre principalmente entre la primavera y el otoño. Lo anterior es congruente con la existencia de patrones migratorios para la especie, aun cuando cabe destacar que las prospecciones invernales son escasas, por lo que existe incertidumbre sobre los patrones de distribución invernal de esta especie.

Basado en una serie de tiempo de seis años colectados con un hidrófono fijo a media agua anclado en el fondo marino adyacente al archipiélago de Juan Fernández (33°S), se ha registrado una alta presencia acústica (cantos) de la ballena fin durante el invierno austral, particularmente entre mayo y agosto (Buchan et al. 2019) (Figura 11). Se asume que los cantos debiesen ser producidos por machos, probablemente con fines reproductivos (Croll et al. 2002), y que a la fecha no han sido registrados en hidrófonos fijos instalados en el norte de Chile continental, donde se registran otros tipos de vocalizaciones no-reproductivos (Buchan, datos no publicados).

Los recientes cruceros realizados por IFOP en la corriente de Humboldt han permitido ajustar modelos de distribución basados en muestreo a distancia para esta especie. La densidad de esta especie en estos modelos fue correlacionada negativamente con la variación anual de la temperatura superficial del mar, los gradientes termales, y la anomalía de la temperatura del agua.

Una correlación positiva fue hallada con la profundidad (aunque esto implica valores menos negativos; es decir, preferencia por aguas someras), la temperatura y la pendiente (Figura 12). En general, la correlación es reflejo de una preferencia por aguas costeras cálidas del norte de Chile, aunque más frías que el promedio climatológico, de ahí la correlación negativa con la anomalía de la temperatura superficial. Esto último es característico de aguas modificadas por las surgencias costeras. La preferencia por zonas con alta pendiente puede ser asociada a zonas de retención de partículas (y posiblemente presas) propiciadas por corrientes y batimetría (Figura 13).

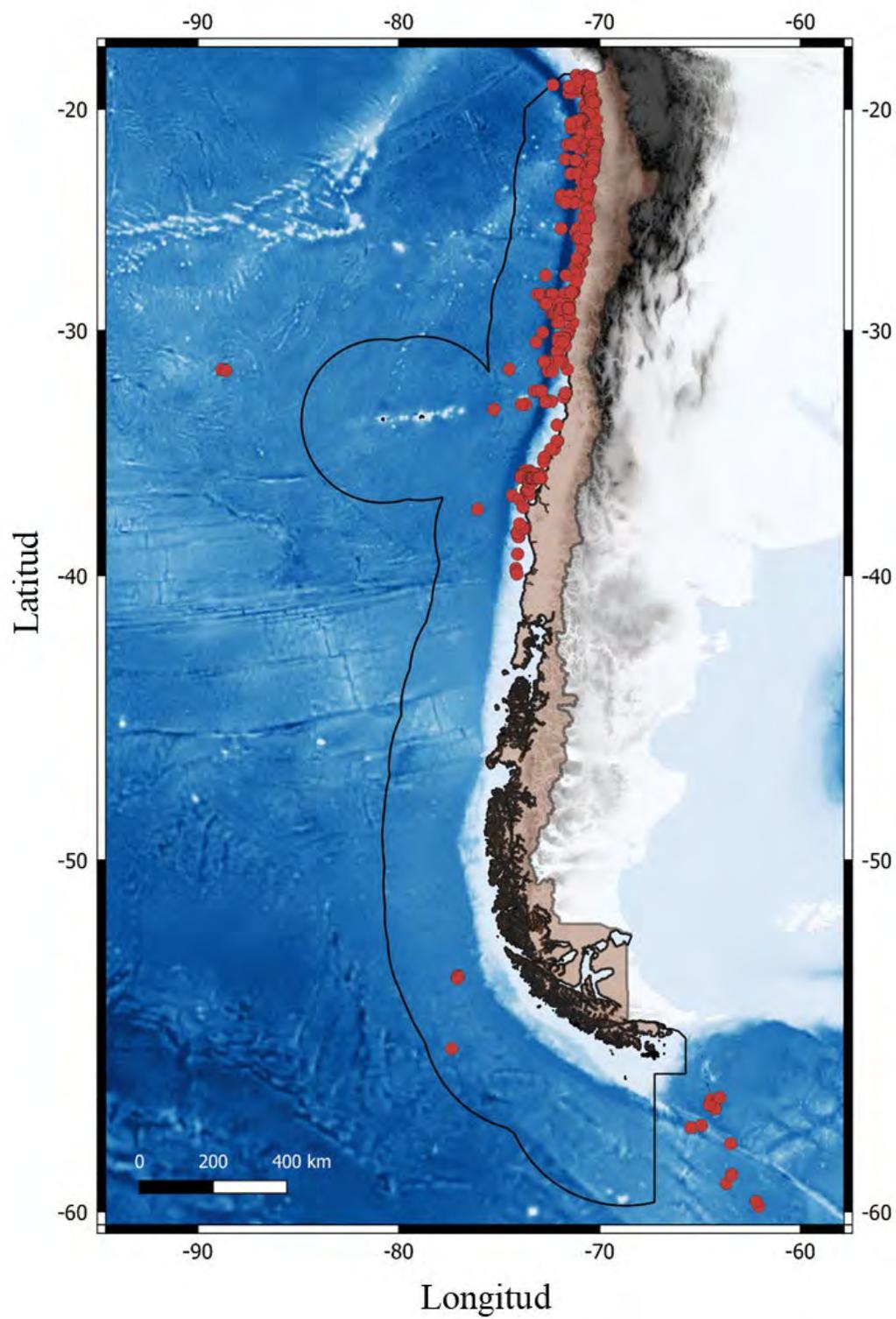


Figura 9. Distribución de los registros de ballena fin en aguas de Chile. Los puntos rojos indican los registros con la especie confirmada. El polígono de borde negro indica la zona económica exclusiva.

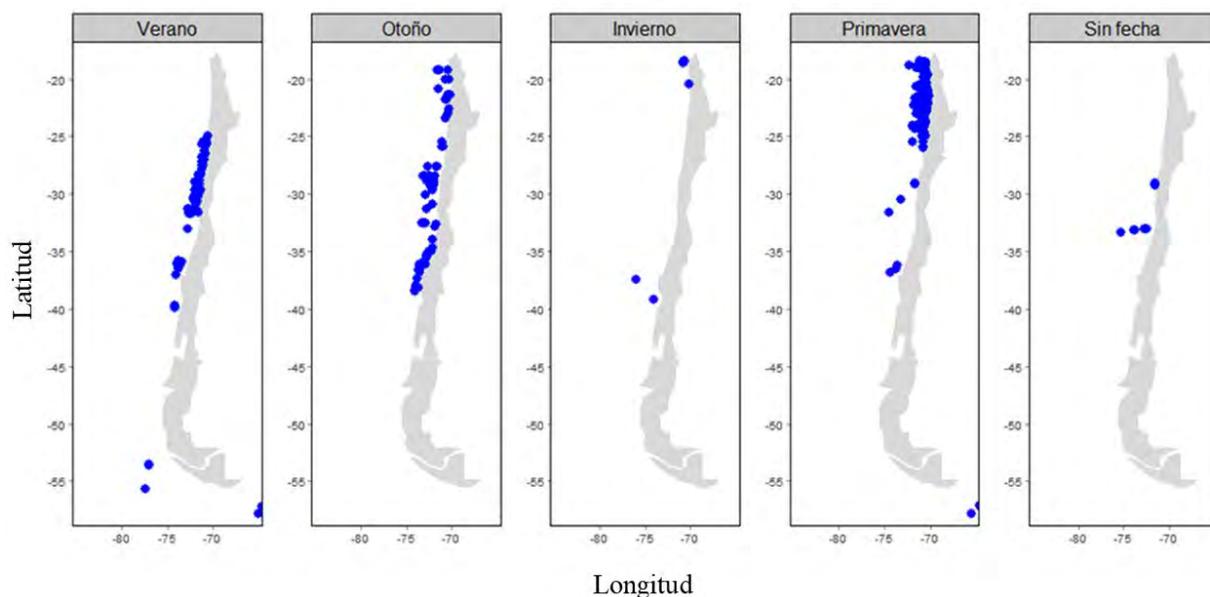


Figura 10. Distribución de los registros de la ballena fin en aguas de Chile separados por estación del año.

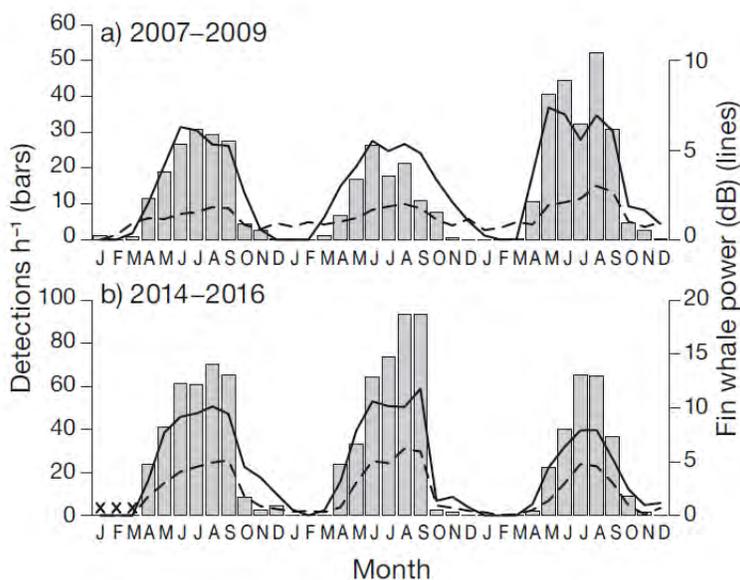


Figura 11. Detecciones mensuales de cantos de 17-Hz de ballena fin (barras: detecciones por hora de grabación) e intensidad acústica (dB $re: 1\mu Pa^2 Hz^{-1}$) en la banda de los 16–22 Hz (línea sólida), y banda de los 84–86 Hz (línea punteada) en la zona del archipiélago de Juan Fernández, Chile. Los X marcan meses sin datos acústicos disponibles. Tomado de Buchan et al. (2019).

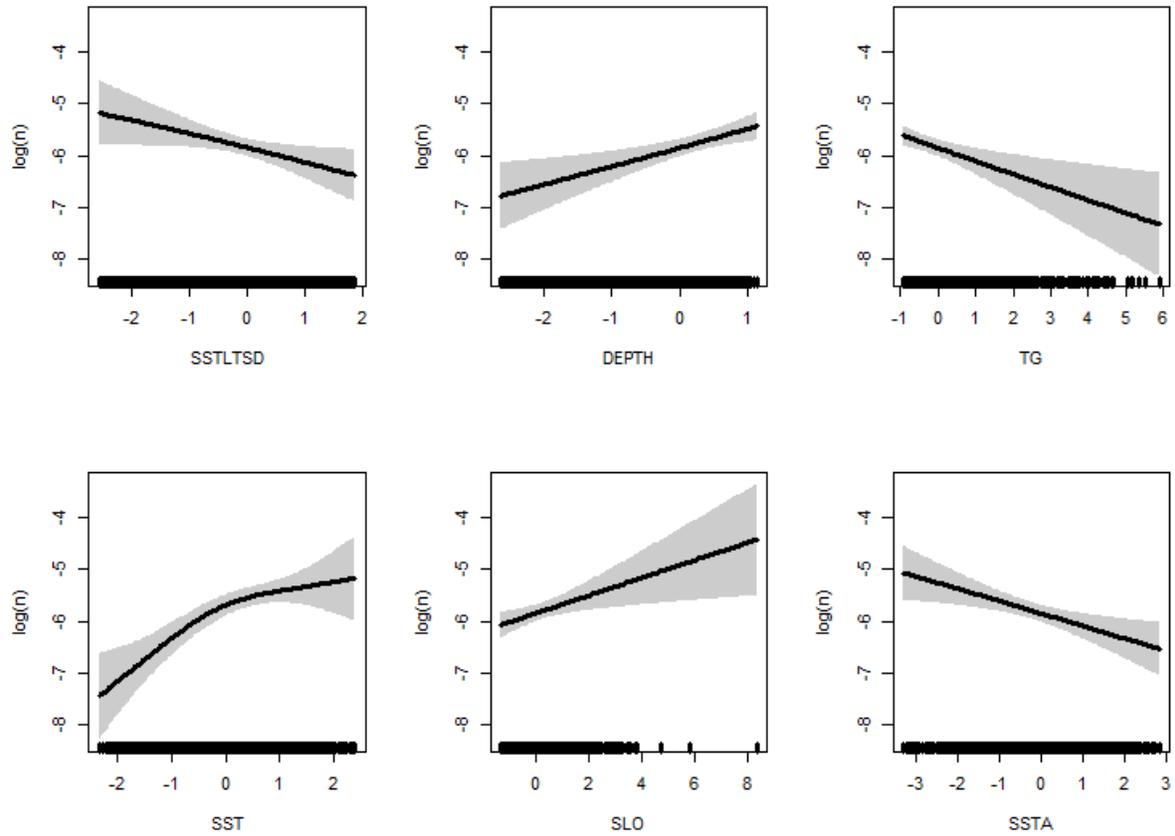


Figura 12. Curvas predictivas resultantes de modelos GAM que reflejan la relación entre los predictores seleccionados y la densidad de ballenas fin en escala logarítmica ($\log(n)$). En este caso, la variabilidad en el largo plazo de la temperatura superficial del mar (SSTLTSD), la profundidad (DEPTH), gradientes termales (TG), temperatura superficial del mar (SST), pendiente del fondo marino (SLO), y anomalía de la temperatura superficial del mar (SSTA). Todas las variables están estandarizadas por lo que sus unidades son desviaciones estándar. Bedriñana-Romano et al. (2022).

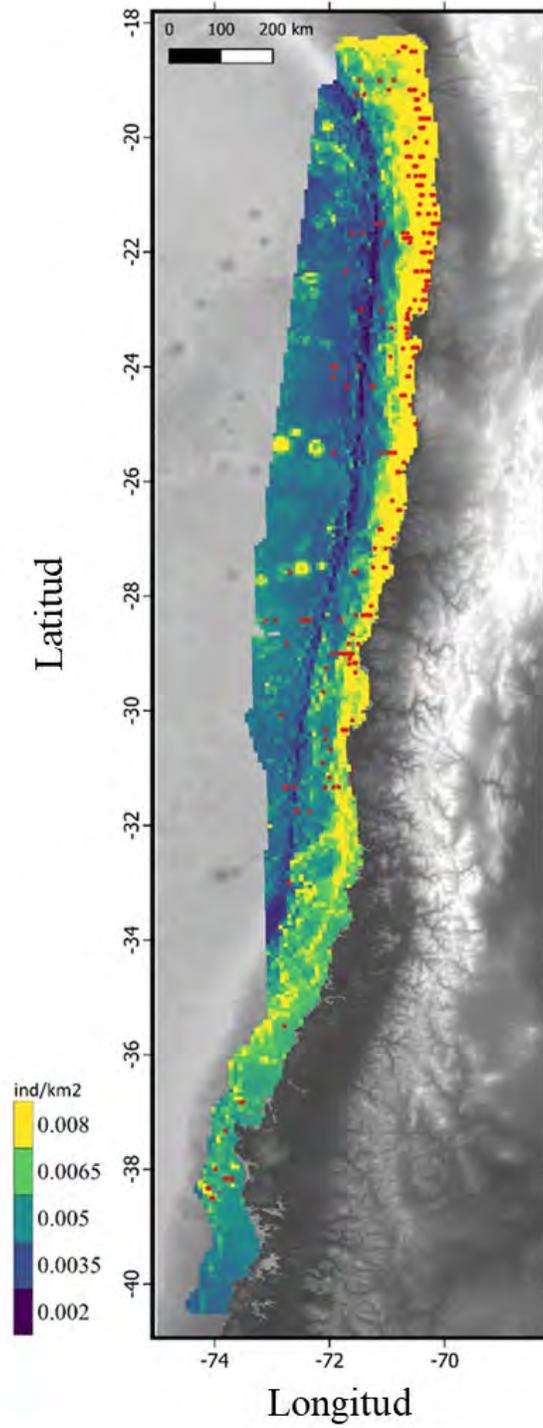


Figura 13. Mapa predictivo de la distribución de ballenas fin en la corriente de Humboldt. Los puntos rojos indican los avistamientos para la especie. Los avistamientos fueron realizados en todas las estaciones del año excepto invierno entre 2017 y 2020. Bedriñana-Romano et al. (2022).

4.2.3. BALLENA SEI

La Figura 14 muestra la distribución de los registros recopilados para la ballena sei, correspondiendo a 143 registros confirmados y 7 registros bajo la categoría de probable ballena sei. Los registros comprenden el período entre 1994 y 2021 sin observarse alguna área geográfica de agregación, aunque se destaca que últimamente se han registrado bastantes individuos de esta especie en el estrecho de Magallanes. La Figura 15 desglosa los registros por estación del año mostrando que la especie ha sido registrada primordialmente entre la primavera y el verano.

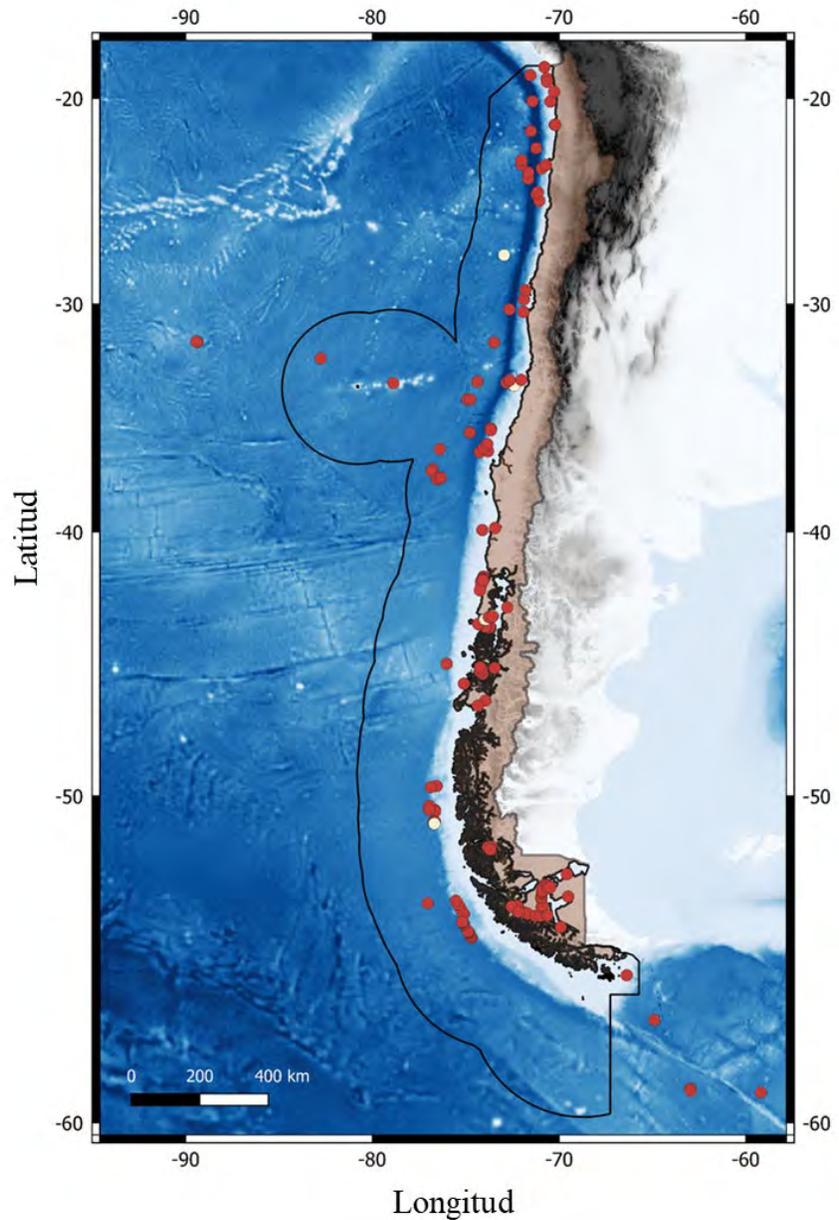


Figura 14. Distribución de los registros de la ballena sei en aguas de Chile. Los puntos rojos indican los registros con la especie confirmada y aquellos en color crema indican registros catalogados como parecido a ballena sei. El polígono de borde negro indica la zona económica exclusiva.

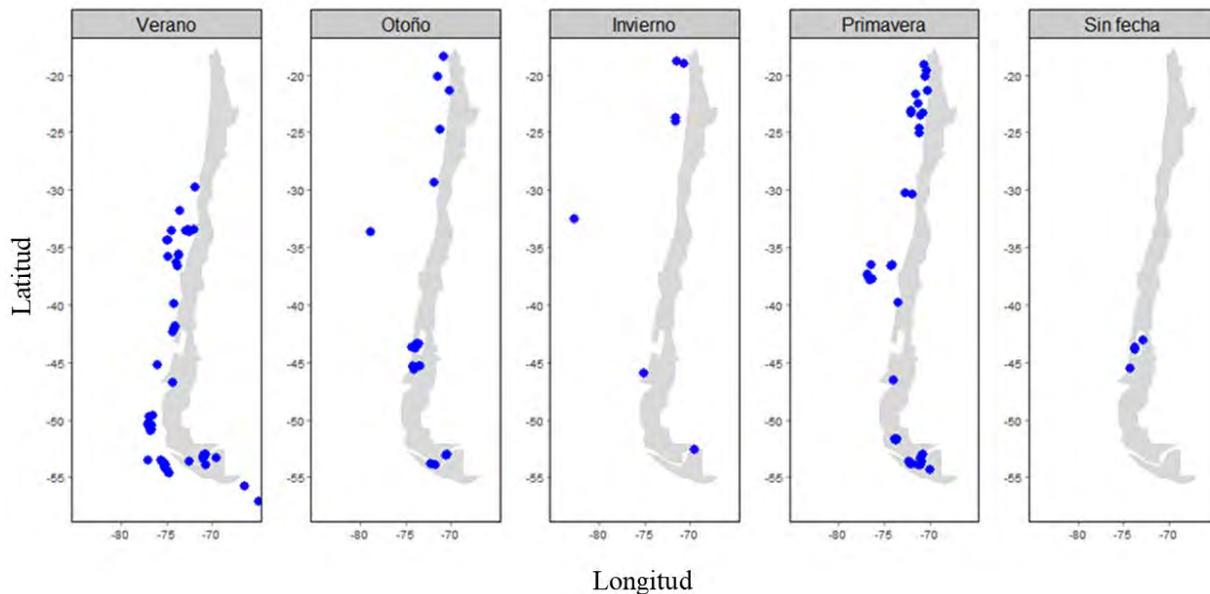


Figura 15. Distribución de los registros de la ballena sei en aguas de Chile separados por estación del año.

4.2.4. BALLENA JOROBADA

La Figura 16 muestra la distribución de los registros recopilados para la ballena jorobada, correspondiendo a 512 registros confirmados y cuatro registros bajo la categoría de probable ballena jorobada. Los registros comprenden el período de 1997 a 2022. La distribución de los registros permite identificar zonas de agregación en la Patagonia norte y austral, y una distribución continua en la corriente de Humboldt, aunque se debe señalar que esta distribución continua puede ser el resultado de animales que se encuentran migrando entre las zonas de reproducción y alimentación. La Figura 17 desglosa los registros por estación del año observándose que la especie ha sido registrada con bastante frecuencia en todas las estaciones del año.

Utilizando únicamente datos de verano y otoño posteriores al 2003 para la zona geográfica comprendida al norte de los 47°S (para coincidir con la disponibilidad de datos de imágenes satelitales), se ajustó un modelo de ocupación de presencia-disponibilidad. Se seleccionaron solo los datos de verano y otoño ($n = 110$) en base a la ecología de la especie dado que se espera que muchos registros durante invierno y primavera correspondan a animales migrando.

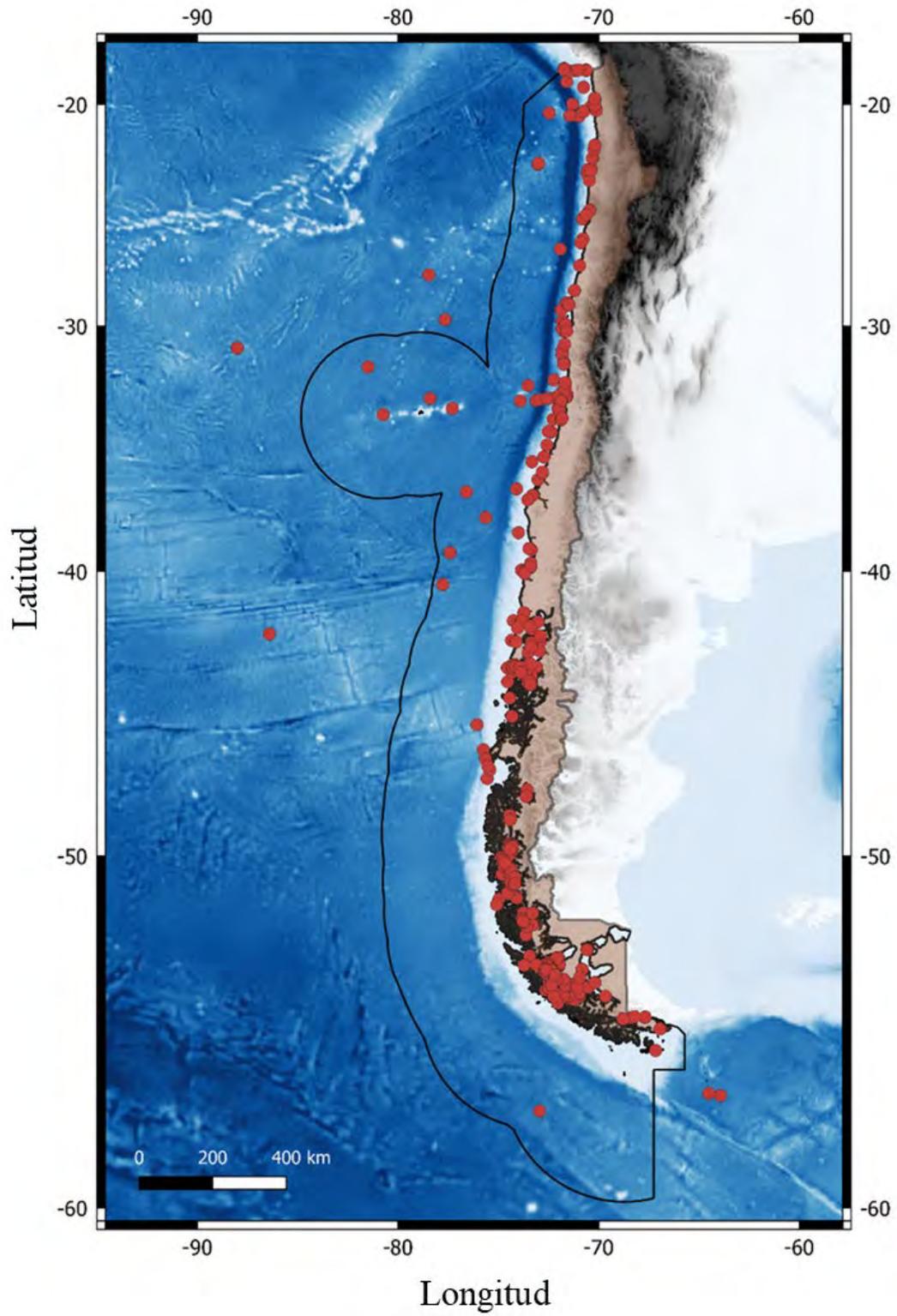


Figura 16. Distribución de los registros de la ballena jorobada en aguas de Chile. El polígono de borde negro indica la zona económica exclusiva.

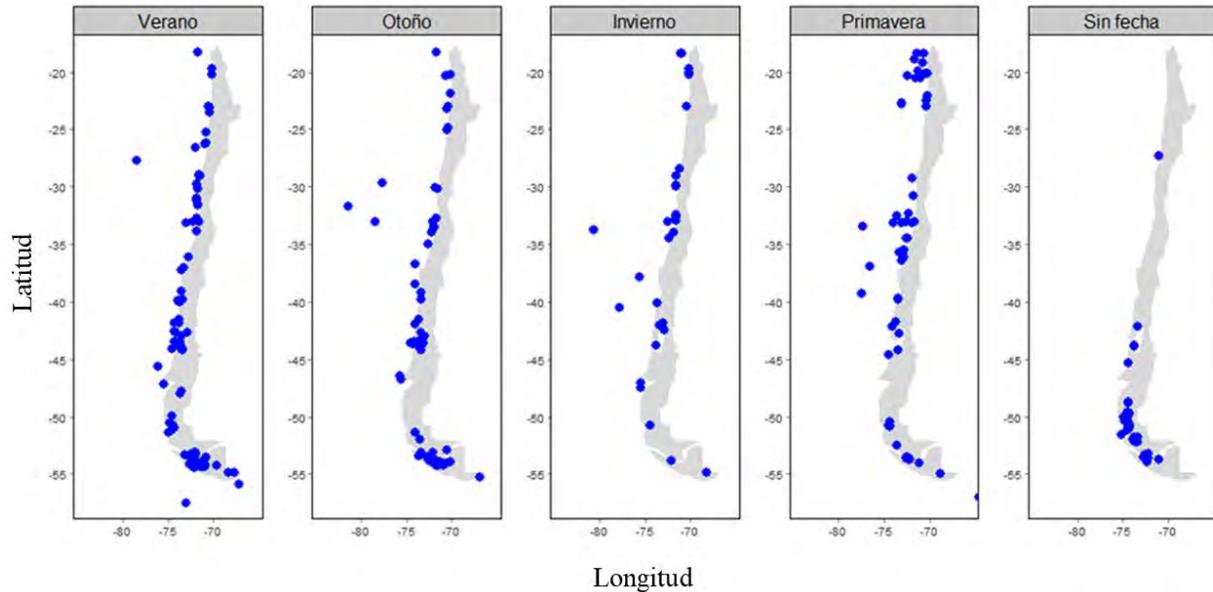


Figura 17. Distribución de los registros de la ballena jorobada en aguas de Chile separados por estación del año.

Para los datos de disponibilidad se muestreo el triple de datos de presencia ($n = 330$) aleatoriamente para los meses de verano y otoño entre 2003 y 2021 dentro de la zona económica exclusiva de Chile. Los resultados de este modelo indicaron que la probabilidad de ocurrencia se correlaciona positivamente con el logaritmo de la concentración de clorofila mensual ($\log chl$) para cada avistamiento, negativamente con la temperatura superficial diaria (SST), y se detectó una mayor probabilidad de encuentro a valores bajos y altos del rotacional del esfuerzo del viento mensual a 10m sobre la superficie del mar (CURL) (Figura 18). Todos estos resultados sugieren una preferencia por aguas costeras y productivas modificadas por surgencias costeras de la corriente de Humboldt. Los valores negativos de CURL en el hemisferio sur indican condiciones favorables para las surgencias mediadas por el viento. El segundo máximo observado hacia valores altos puede ser explicado por la preferencia por la Patagonia norte, donde si bien es posible encontrar aguas muy productivas, estas no dependen de las surgencias costeras. Las predicciones espaciales resultantes de este modelo para el área geográfica limitada para el norte de los $47^{\circ}S$, indican altas probabilidades de encontrar a la especie en la Patagonia norte, como ha sido descrito en la ficha de esta especie, la zona centro sur de la corriente de Humboldt donde se está observando la presencia sostenida de ballenas jorobadas en la región de Los Ríos desde finales de 2021 e inicios de 2022, y ciertas áreas particularmente productivas del norte del país como las aguas alrededor de la península de Mejillones y el extremo norte del país (Figura 19).

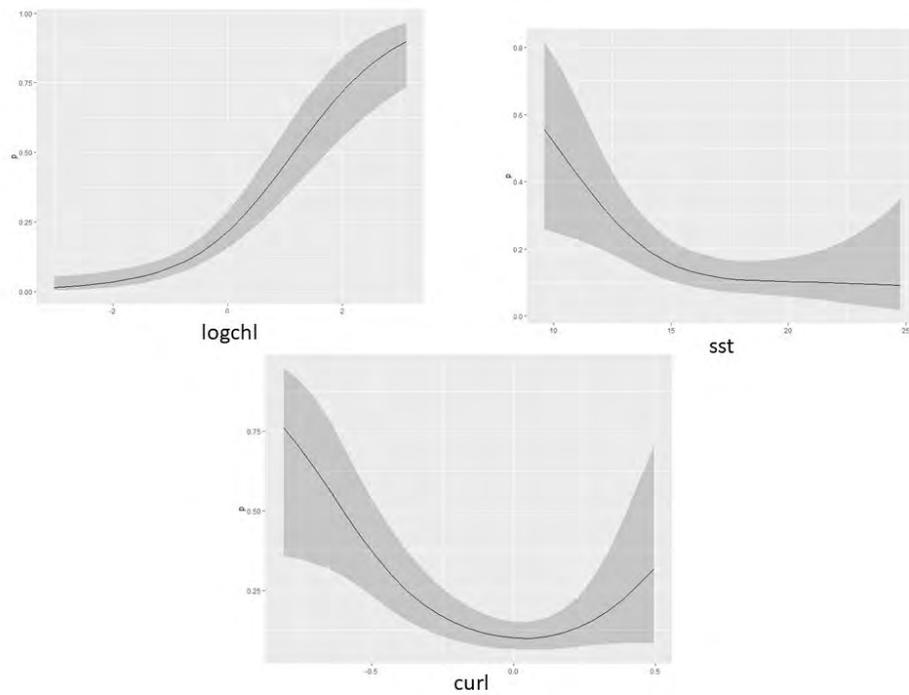


Figura 18. Curvas predictivas resultantes de modelos GAM que reflejan la relación entre los predictores seleccionados y la probabilidad de ocurrencia (p) de ballenas jorobadas. En este caso, el logaritmo de la concentración de clorofila (\logchl), la temperatura (SST) y el rotacional del esfuerzo del viento mensual a 10m sobre la superficie del mar ($curl$). El área de estudio seleccionada corresponde la zona económica exclusiva de Chile entre los $18^{\circ}S$ y los $47^{\circ}S$. Aguas al sur de esta latitud no poseen suficientes datos de imágenes satelitales que permita ajustar modelos de distribución.

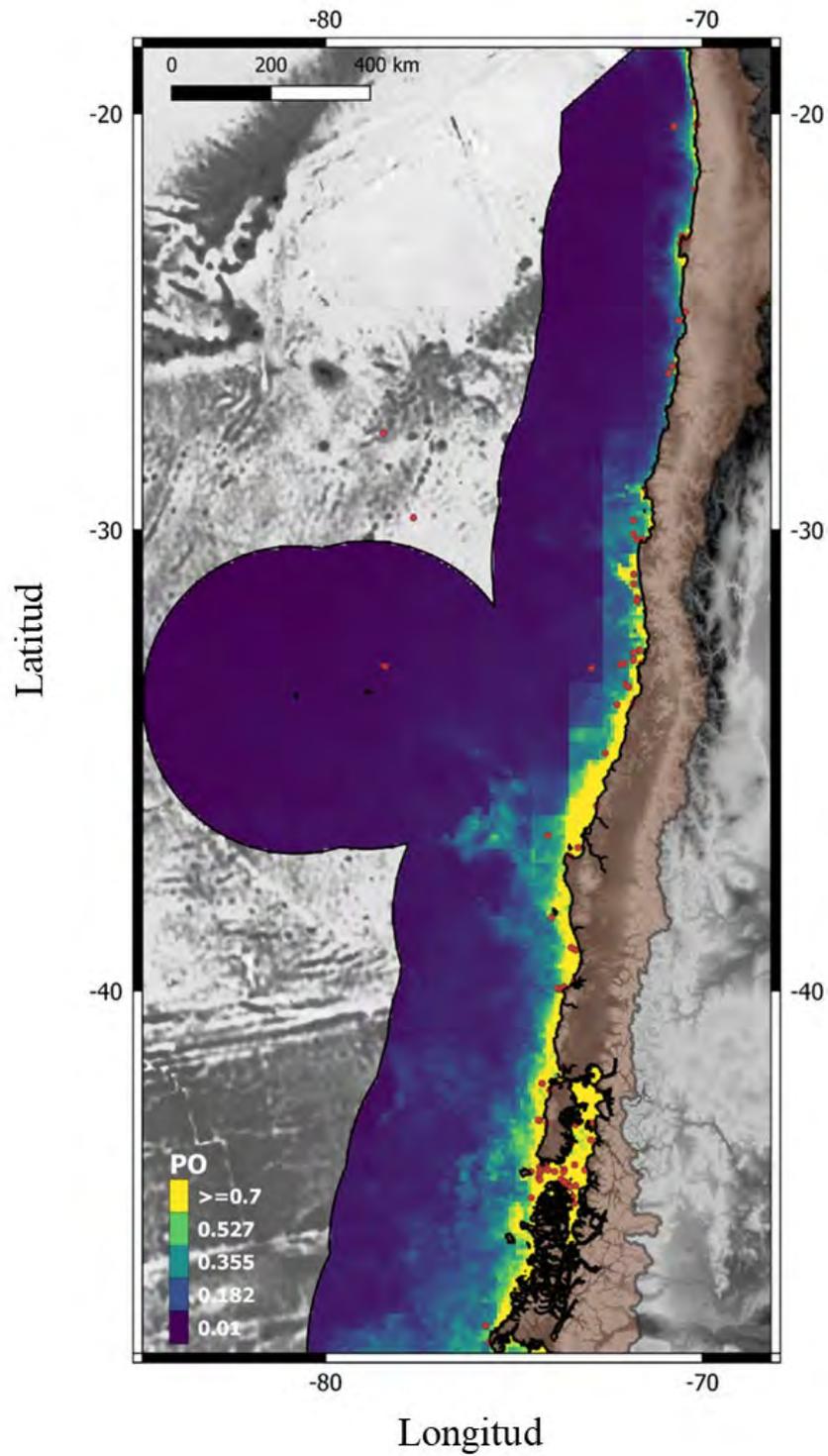
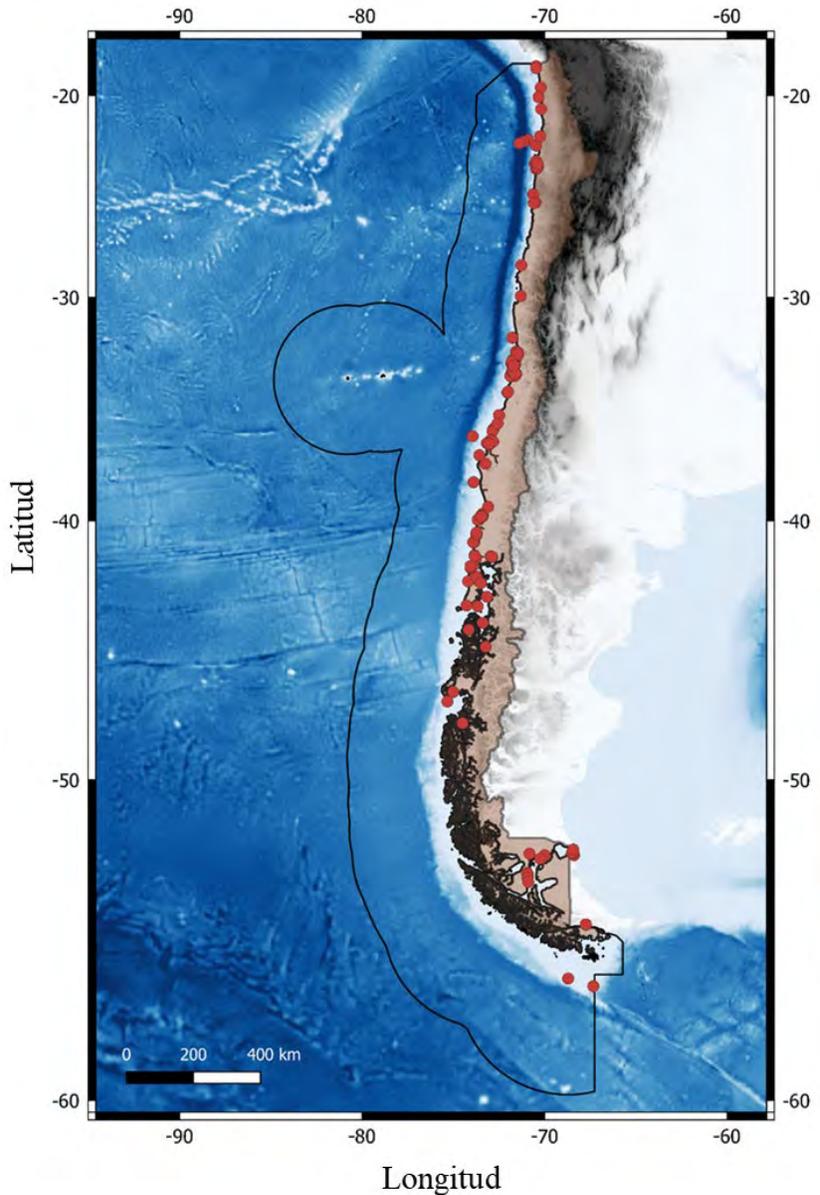


Figura 18. Probabilidad de ocurrencia de la ballena jorobada utilizando datos de presencia-disponibilidad para los meses de verano y otoño. El área de estudio seleccionada corresponde la zona económica exclusiva de Chile entre los 18°S y los 47°S. Aguas al sur de esta área no poseen suficientes datos de imágenes satelitales que permitan ajustar modelos de distribución. Datos no publicados.

4.2.5. BALLENA FRANCA AUSTRAL

La Figura 20 muestra los registros recopilados para la ballena franca austral entre 1964 y 2021, correspondiendo a 170 registros confirmados. La distribución espacial de los registros no permite identificar zonas particulares de agregación. La Figura 21 desglosa los registros por estación del año observándose que la especie ha sido registrada primordialmente en invierno y primavera, siendo congruente con lo descrito en la ficha de la especie ya que durante el verano y otoño austral se espera que la especie se encuentre en sus zonas de alimentación en altas latitudes. Se debe señalar que los registros disponibles para el estrecho de Magallanes pueden corresponder a individuos de la población del Atlántico Suroccidental.

Figura 19. Distribución de los registros de la ballena franca austral en aguas de Chile. El polígono de borde negro indica la zona económica exclusiva.



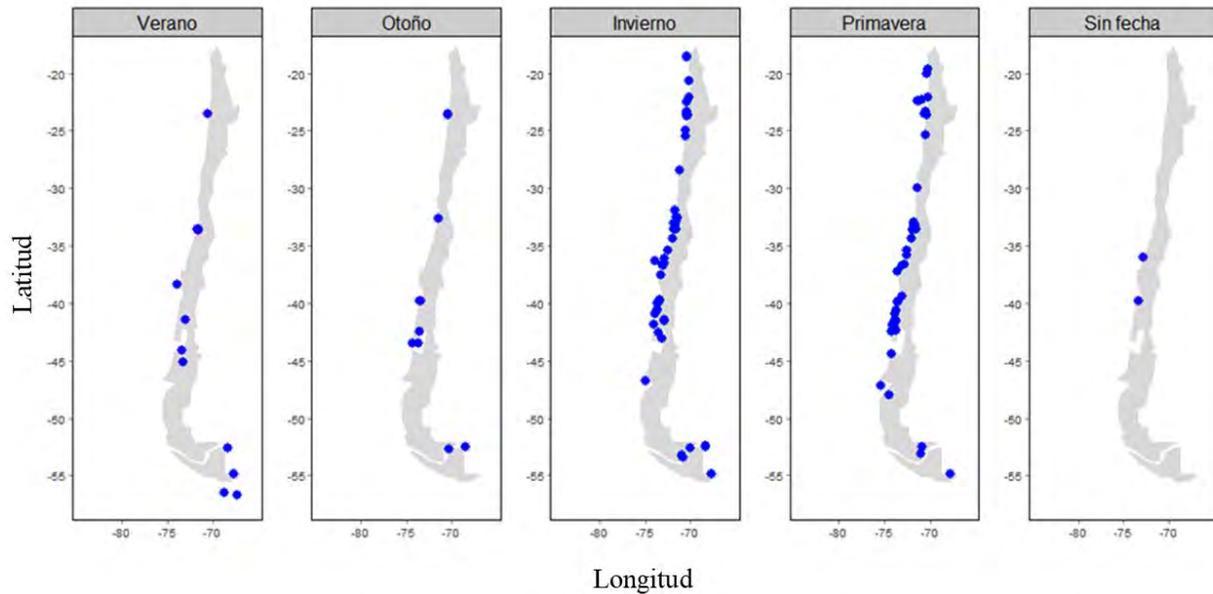


Figura 20. Distribución de los registros de la ballena franca austral en aguas de Chile separados por estación del año.

Para la Patagonia norte, los registros de esta especie en la base de datos no se condicen con los registros acústicos recopilados. Basado en una serie de tiempo de 12 meses colectados con un hidrófono anclado en el fondo marino en aguas cercanas a la costa de Puñihuil, NW Chiloé, no se ha detectado un patrón estacional claro de presencia acústica de la ballena franca austral. Si bien en estos registros acústicos se aprecia un máximo en marzo, el número de detecciones fue muy bajo como para evidenciar un patrón estacional (Figura 22). La revisión bibliográfica indica que ciertas zonas de la costa chilena podrían representar zonas de reproducción para la ballena franca austral; no obstante, el esfuerzo sintético de nuestra base de datos sugiere que gran parte del margen continental de Chile podría ser una zona de reproducción para la especie. Una amplia distribución durante los meses de invierno y primavera también ha sido descrita para la población del Atlántico Sur. Si un patrón similar ocurre en Chile será materia de futuras investigaciones.

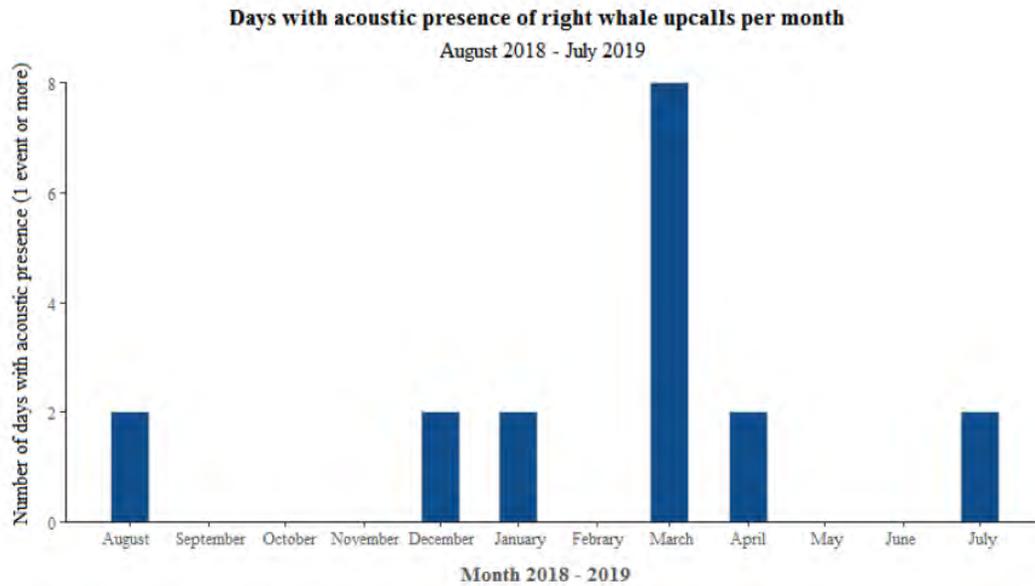


Figura 21. Días por mes con presencia acústica (una o más detecciones diarias) de ballena franca austral entre agosto 2018 y julio 2019 en Puñihuil, Chiloé, Patagonia Norte. Tomado de Rojas-Cerda et al. (2021).

4.2.6. CACHALOTE

La Figura 23 muestra la distribución de los registros recopilados para el cachalote, correspondiendo a 433 registros confirmados de la especie y dos registros considerados como probable cachalote. Los registros recopilados comprenden el período entre 1977 y 2021, evidenciando una distribución a lo largo de toda el área de estudio. Además, se identifica una importante zona de agregación en el norte del país. La Figura 24 desglosa los registros por estación del año observándose que la especie ha sido registrada en todas las estaciones del año con menos registros en invierno.

En base a los cruceros sistemáticos de muestreo a distancia realizados por IFOP dentro de la corriente de Humboldt, es posible indicar que los cachalotes prefieren zonas de baja y poca variabilidad estacional en la productividad primaria, así como zonas de anomalías negativas en la temperatura del agua (Figura 25). Lo anterior sugiere una preferencia por aguas oceánicas poco productivas asociadas a bajas temperaturas efímeras (Figura 26). De hecho, el mejor modelo seleccionado para esta especie incorporó la temperatura superficial diaria, pero debido a la dificultad de generar predicciones espaciales con tanta variabilidad, se decidió remover esa variable del modelo.

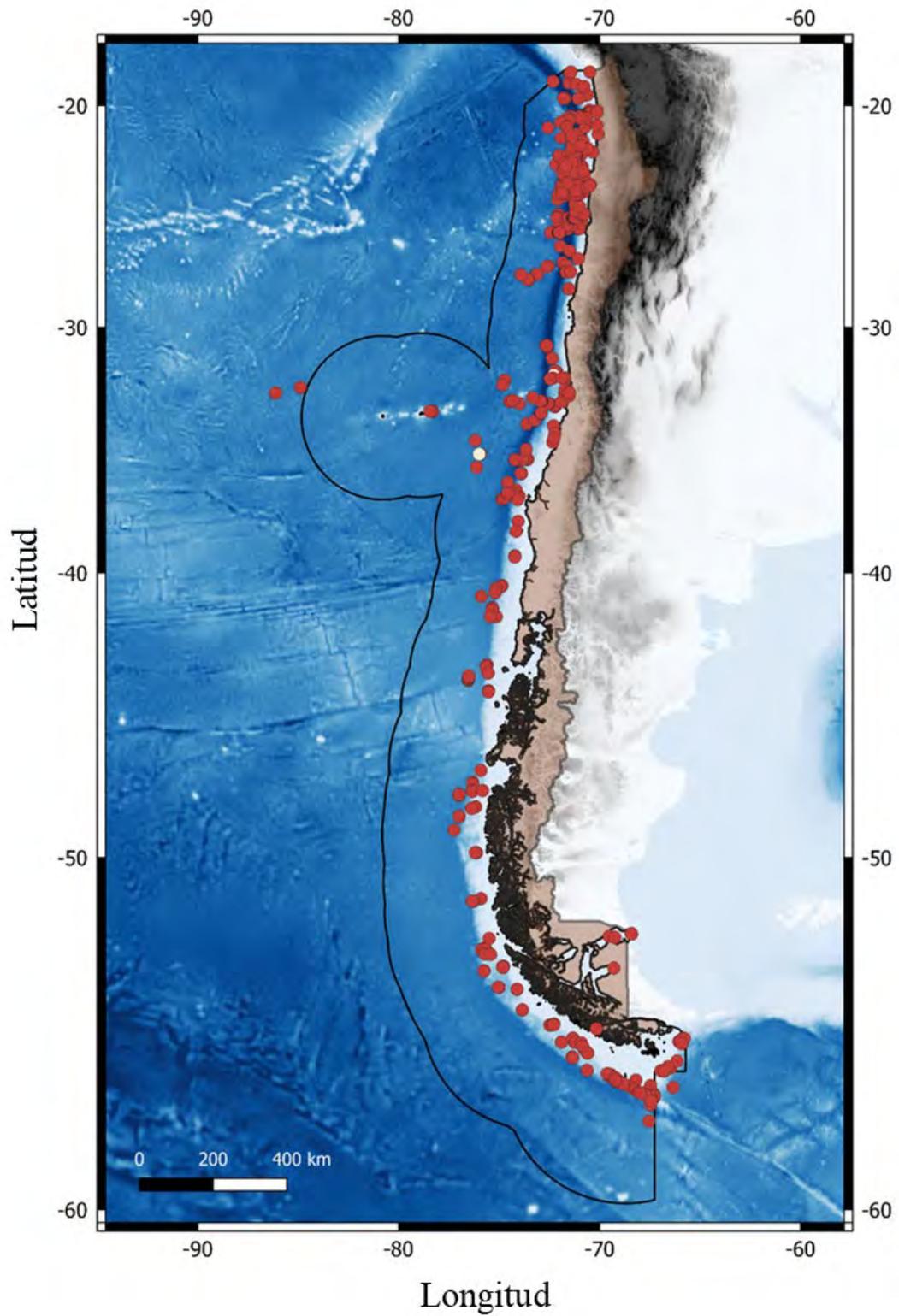


Figura 22. Distribución de los registros de cachalotes en aguas de Chile. En rojo los registros de la especie confirmados y en crema los registros que fueron catalogados como parecidos a cachalote. El polígono de borde negro indica la zona económica exclusiva.

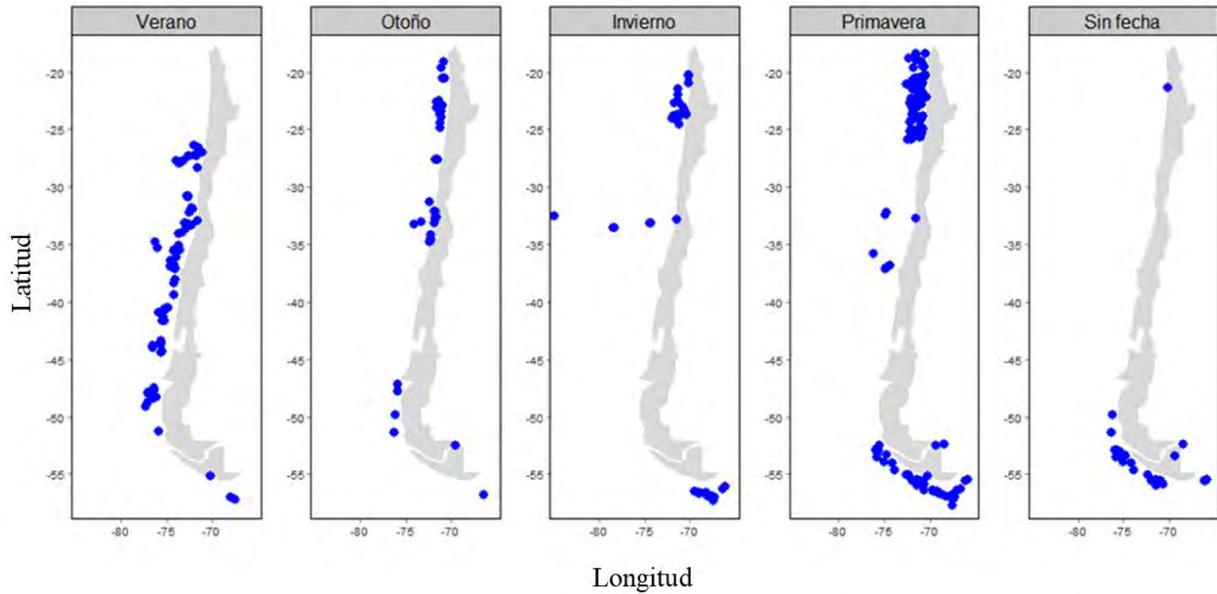


Figura 23. Distribución de los registros de cachalotes en aguas de Chile separados por estación del año.

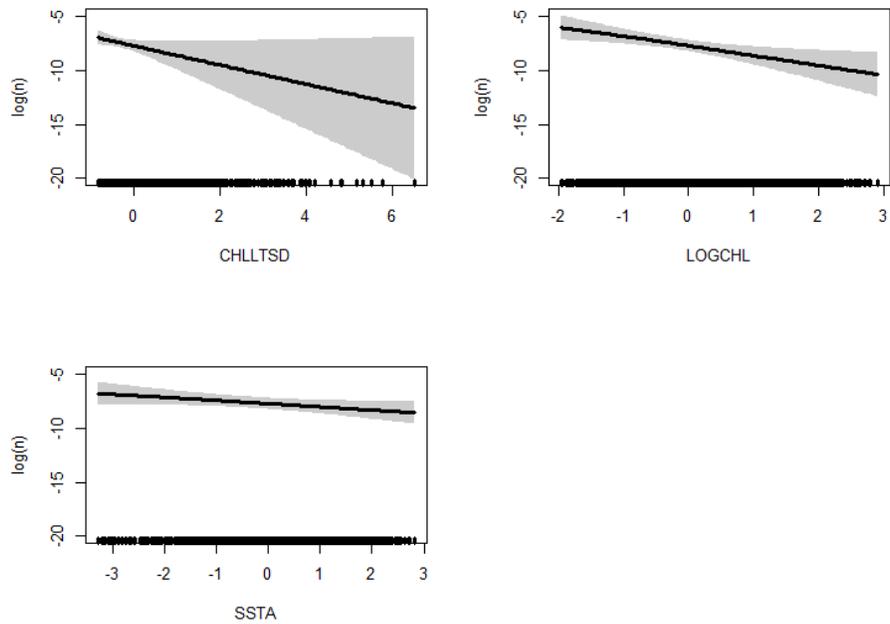


Figura 24. Curvas predictivas resultantes de modelos GAM que reflejan la relación entre los predictores seleccionados y la densidad de cachalotes en escala logarítmica ($\log(n)$). En este caso, la variabilidad en el largo plazo de la concentración de clorofila superficial en escala logarítmica (CHLLTSD), la concentración de clorofila integrada tres meses antes del muestreo en escala logarítmica (LOGCHL). Todas las variables están estandarizadas por lo que sus unidades son desviaciones estándar. Bedriñana-Romano et al. (2022).

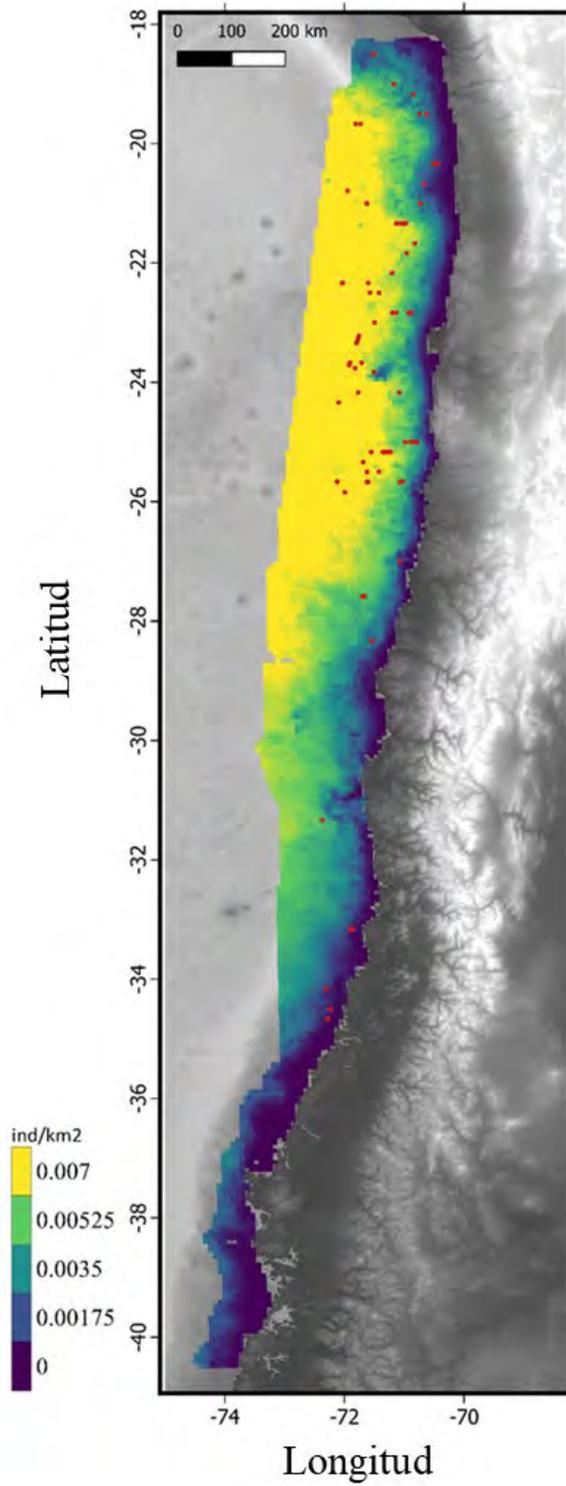


Figura 25. Mapa predictivo de la distribución de cachalotes en la corriente de Humboldt. Los puntos rojos indican los avistamientos para la especie. Los avistamientos fueron realizados en todas las estaciones del año excepto invierno entre 2017 y 2020. Bedriñana-Romano et al. (2022).

4.2.7. DELFINES COMUNES

La Figura 27 muestra la distribución de los registros recopilados para el delfín común entre 1997 y 2021, correspondiendo a 101 registros del género, incluyendo cuatro registros de *D. capensis*, 31 registros de *D. delphis* y 66 registros de *Delphinus spp.* Los registros muestran una distribución acotada hasta los 40°S con una mayor concentración en la zona norte del país. La Figura 28 desglosa los registros por estación del año observándose que la especie ha sido registrada en todas las estaciones del año.

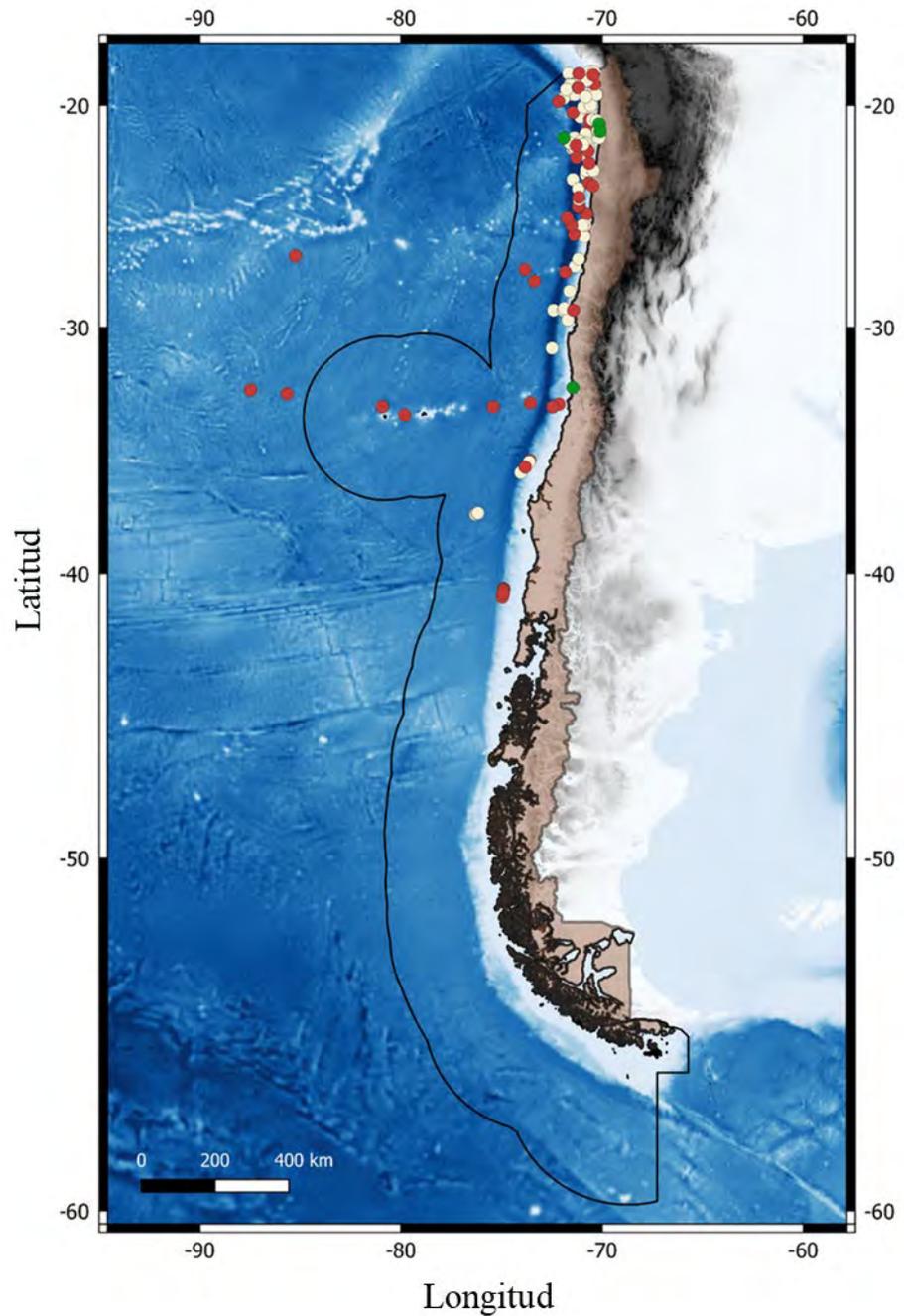


Figura 26. Distribución de los registros de delfines comunes en aguas de Chile. En rojo los registros de *D. delphis*, en verde los registros de *D. capensis*, y en color crema los registros que solo identificaron el género. El polígono de borde negro indica la zona económica exclusiva.

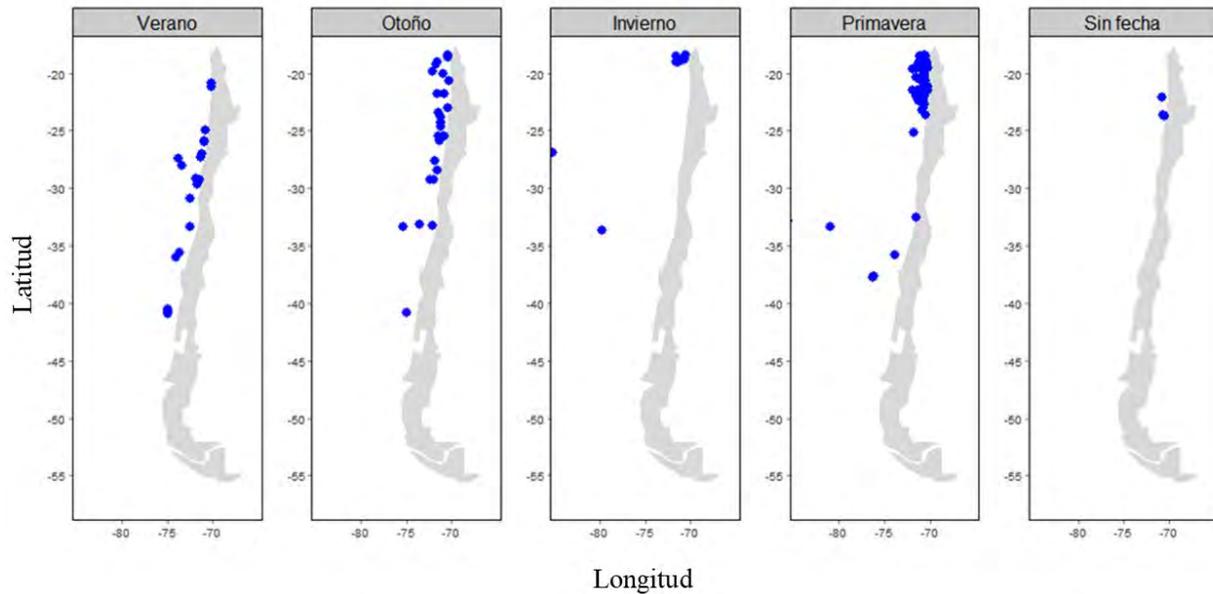


Figura 27. Distribución de los registros de delfines comunes en aguas de Chile separados por estación del año.

En base a los cruceros sistemáticos de muestreo a distancia realizados por IFOP en la corriente de Humboldt, la Figura 28 sugiere que los delfines comunes prefieren aguas neríticas del centro-norte chileno. Debido a que los avistamientos confirmados no son numerosos y que no fue posible la identificación específica a nivel de especie en cada uno de ellos, el modelo solo identificó una relación a nivel de género con la temperatura del agua (Figs. 29 y 30). Modelos ajustados a datos de la corriente de Humboldt en aguas peruanas indican que las dos especies de delfines comunes prefieren zonas distintas, con *D. capensis* prefiriendo aguas costeras y de *D. delphis* aguas más oceánicas (Llapasca et al. 2018). Los cruceros de IFOP han comenzado a diferenciar estas dos especies, por lo que se espera que los modelos puedan ser mejorados en el futuro.

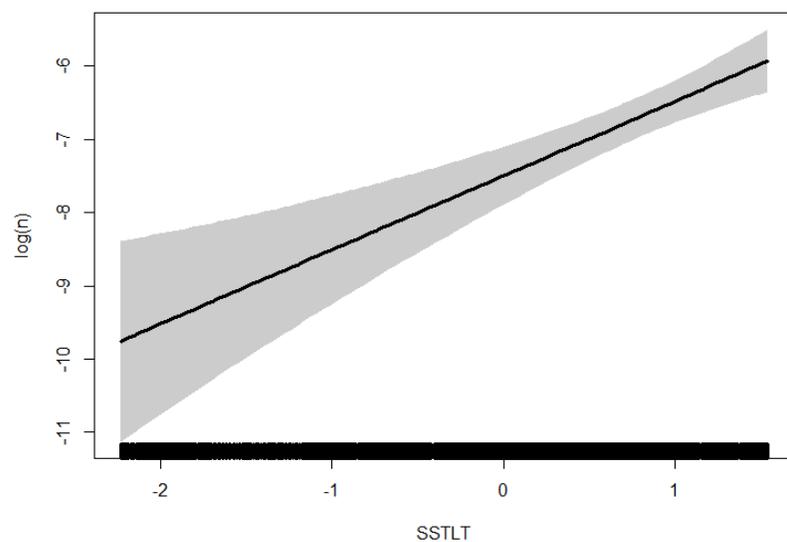


Figura 28. Curva predictiva resultante del modelo GAM que refleja la relación entre el predictor seleccionado y la densidad de delfines comunes (a nivel de género) en escala logarítmica ($\log(n)$). En este caso la temperatura superficial del mar promedio de cuatro años de estudio (SSTLT). La variable está estandarizada por lo que sus unidades son desviaciones estándar. Bedriñana-Romano et al. (2022).

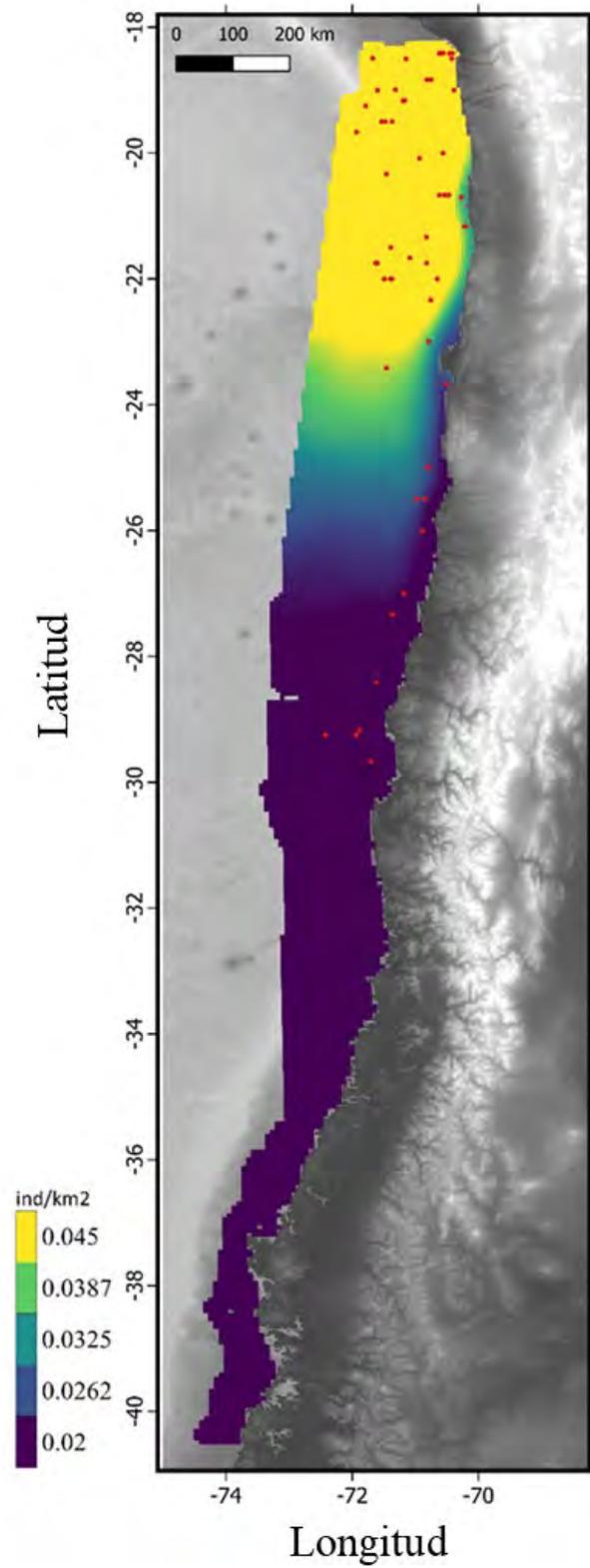


Figura 29. Mapa predictivo de la distribución de delfines comunes (a nivel de género) en la corriente de Humboldt. Los puntos rojos indican los avistamientos de delfines comunes. Los avistamientos fueron realizados en todas las estaciones del año excepto los inviernos entre 2017 y 202 sin esfuerzo. Bedriñana-Romano et al. (2022).

4.2.8. CALDERÓN NEGRO DE ALETA CORTA Y ALETA LARGA

La Figura 31 muestra la distribución de los registros recopilados para calderones entre 1977 y 2021, correspondiendo a 82 registros confirmados a nivel de género, 27 registros de *G. macrorhynchus*, 15 registros de *G. melas*, 40 registros de *Globicephala spp.*, y un registro de probable calderón. Los registros muestran solo la ausencia de avistamientos entre los 40°S y 52°S. La Figura 32 desglosa los registros por estación del año no observándose alguna variación estacional importante.

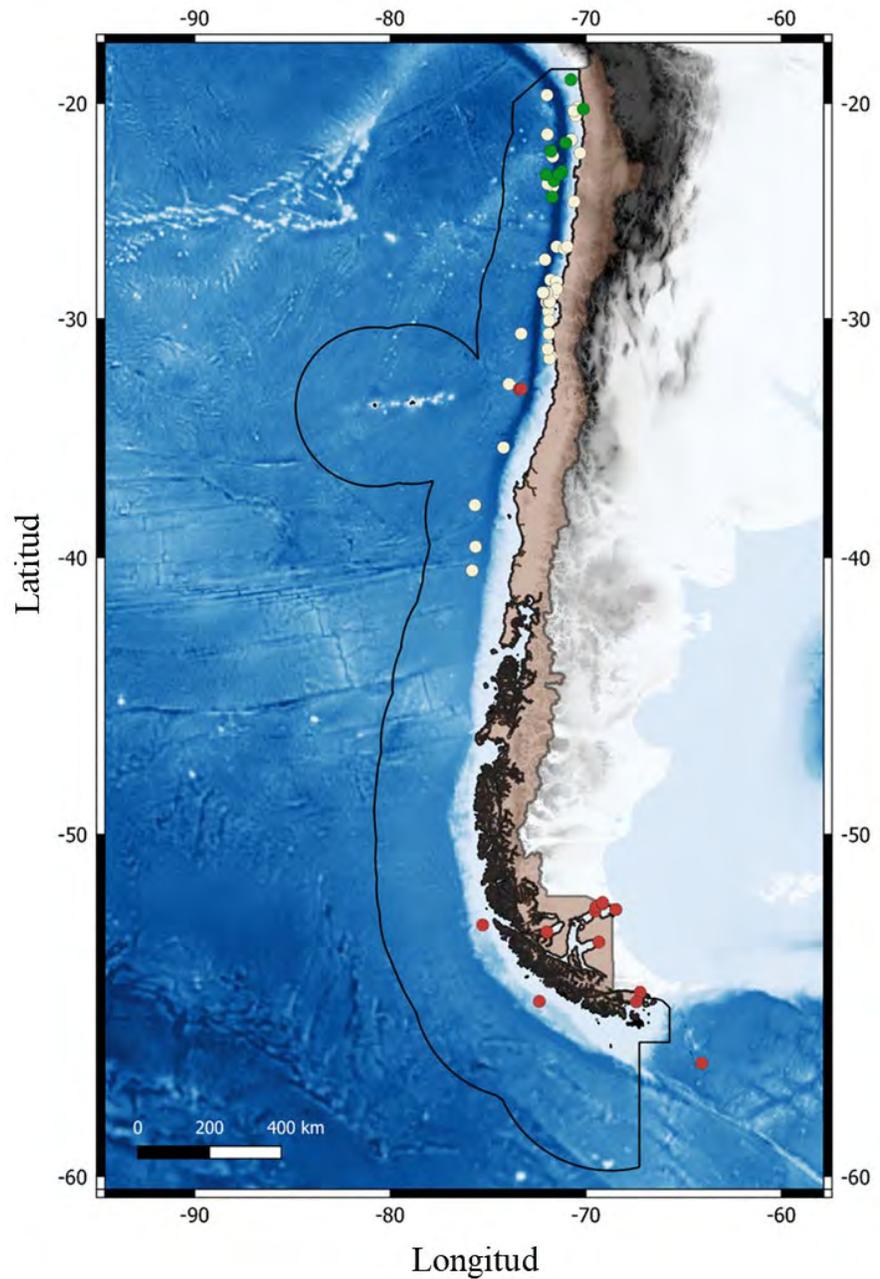


Figura 30. Distribución de los registros de calderones negros en aguas de Chile. En rojo los registros de *Globicephala melas*, en verde los registros de *G. macrorhynchus*, y en crema los registros que sólo identificaron el género. El polígono de borde negro indica la zona económica exclusiva.

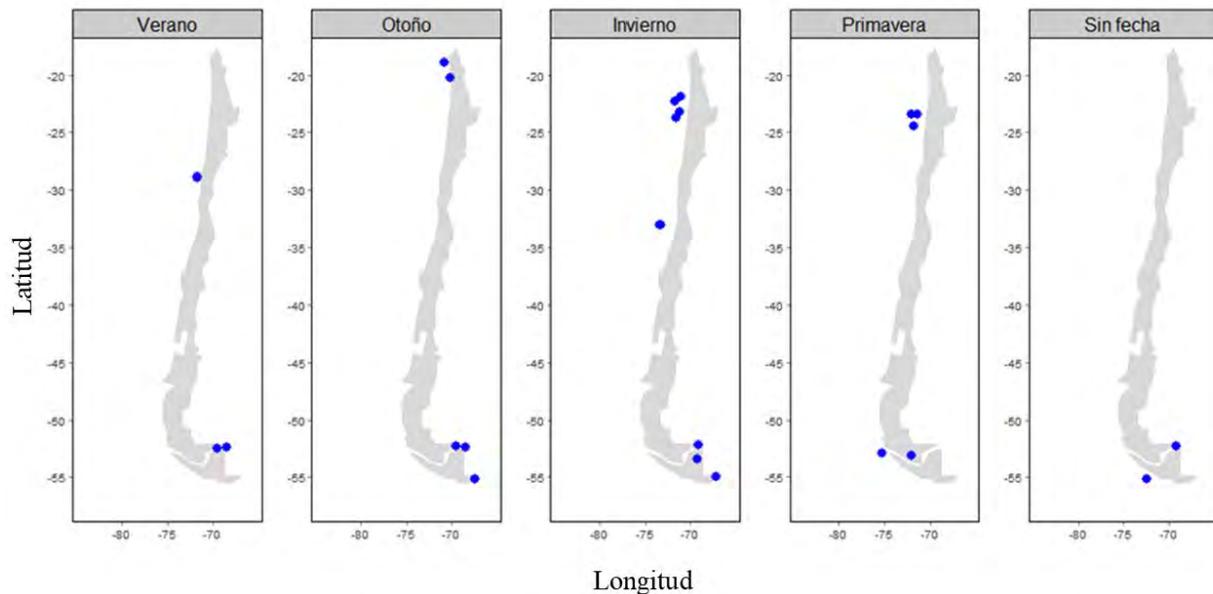


Figura 31. Distribución de los registros de calderones negros en aguas de Chile separados por estación del año.

4.2.9. DELFÍN OSCURO

La Figura 33 muestra la distribución espacial de los registros recopilados para el delfín oscuro entre 1978 y 2021, correspondiendo a 232 registros confirmados de la especie. La distribución muestra una alta concentración de registros en la zona norte del país y una segunda área menor en la región austral del país, específicamente en la zona de cabo de Hornos. Además, una ausencia de registros es notorio entre los 37°S y 42°S. La Figura 34 desglosa los registros por estación del año observándose menos registros durante el invierno.

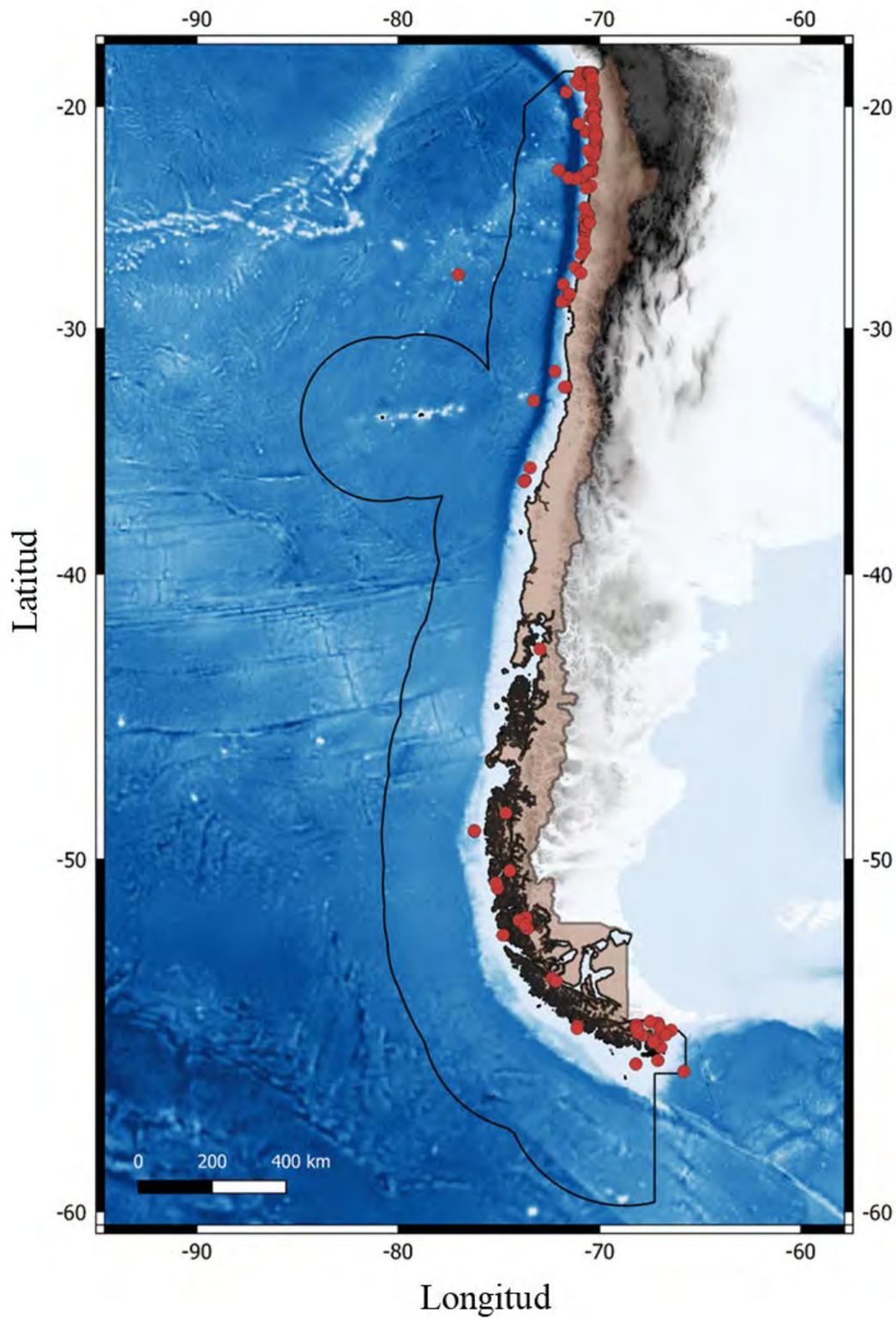


Figura 32. Distribución de los registros de delfines obscuro en aguas de Chile. El polígono de borde negro indica la zona económica exclusiva

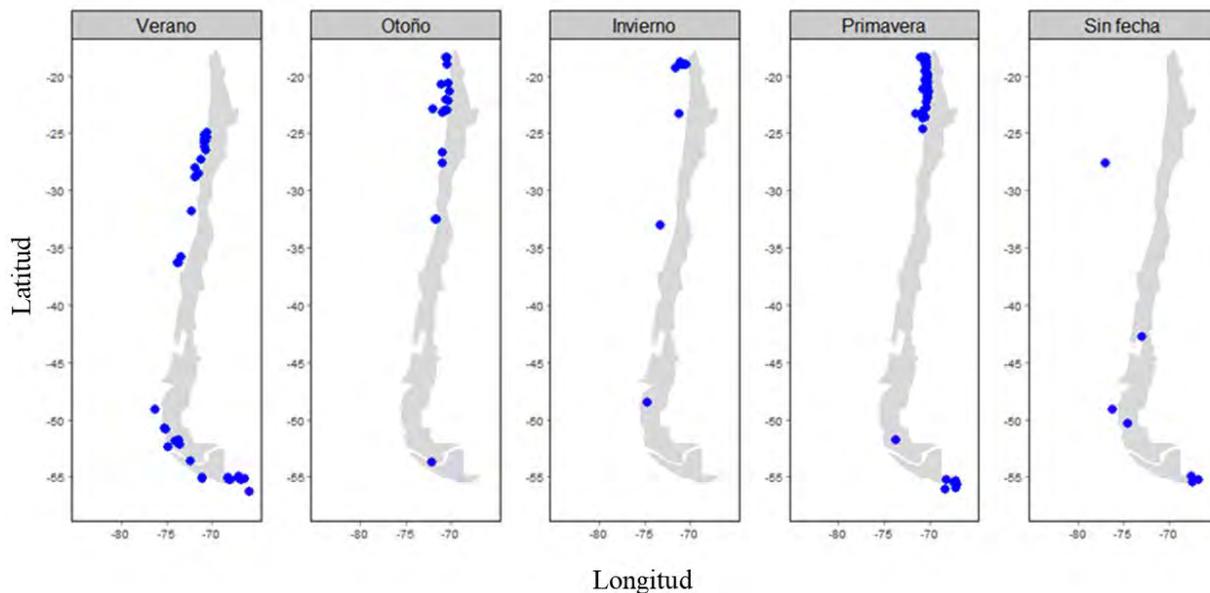


Figura 33. Distribución de los registros de delfines obscuro en aguas de Chile separados por estación del año.

En base a los cruceros sistemáticos de muestreo a distancia realizados por IFOP en la corriente de Humboldt, es posible evidenciar que las densidades del delfín obscuro se encuentra positivamente correlacionada con la variabilidad estacional de la temperatura superficial (SSTLTSD), la concentración de clorofila (LOGCHL), la profundidad (DEPTH), y el rotacional del esfuerzo de viento a 10 m de la superficie (CURL10M), mostrando además una correlación negativa con la variabilidad estacional de la concentración de clorofila (CHLLTSD) (Figura 35). Lo anterior sugiere una preferencia por aguas costeras productivas, con baja variabilidad estacional en su productividad, pero alta en términos de la temperatura, lo cual es esperable en aguas modificadas regularmente por surgencias costeras. La preferencia por altos valores de CURL10M puede sugerir una preferencia por episodios de subducción de masas de agua (downwelling); sin embargo, las covariables en estos modelos fueron estandarizadas por lo que altos valores indican valores cercanos a 0, indicando una preferencia por episodios de relajamiento de la surgencia costera más que por episodios de downwelling. Los mapas predictivos generados a partir de los modelos de distribución indican un patrón muy restringido para el delfín obscuro, limitándose a las zonas costeras de la zona norte y centro del área de estudio (Figura 36). Estas predicciones son concordantes con la hipótesis de Van Waerebeek (1992) quien señala una ausencia en la distribución del delfín obscuro entre los 36°30'S y los 46°S, separando a las poblaciones de Perú y norte de Chile de las del sur de Chile y Argentina. Lo anterior también es congruente con los registros en la base de datos conformada; no obstante, algunos escasos registros presentes dentro de la sugerida brecha distribucional, sugiere que la especie podría utilizar estas aguas de forma esporádica.

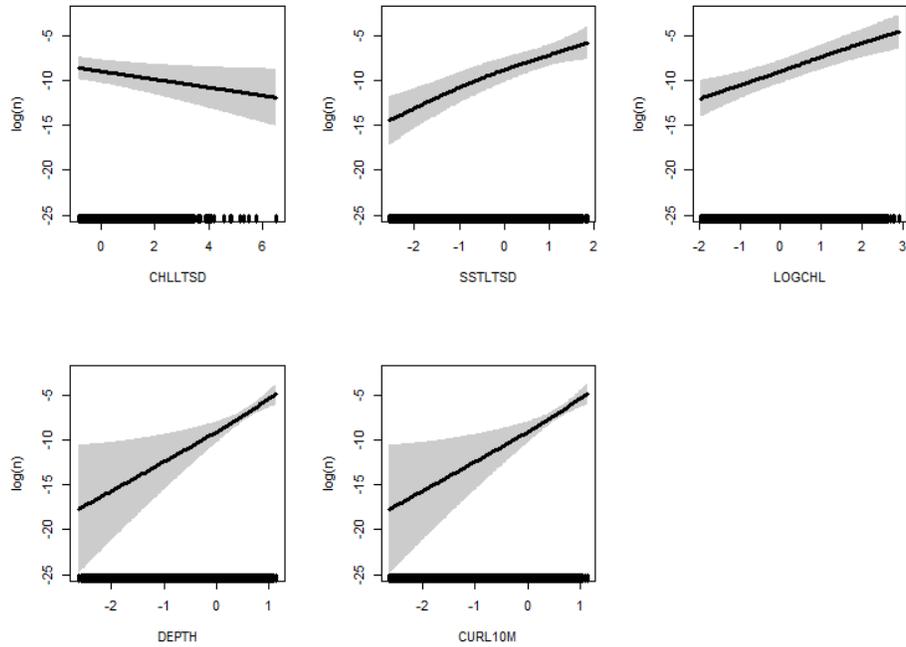


Figura 34. Curvas predictivas resultantes de modelos GAM que reflejan la relación entre los predictores seleccionados y la densidad de delfines oscuros en escala logarítmica ($\log(n)$). En este caso la variabilidad en el largo plazo de la concentración de clorofila superficial en escala logarítmica (CHLLTSD), la variabilidad en el largo plazo de la temperatura superficial del mar (CHLLTSD), la concentración de clorofila integrada tres meses antes del muestreo en escala logarítmica (LOGCHL), la profundidad (DEPTH), y el rotacional del esfuerzo del viento mensual a 10 metros sobre el mar (CURL10M). Todas las variables están estandarizadas por lo que sus unidades son desviaciones estándar. Bedriñana-Romano et al. (2022).

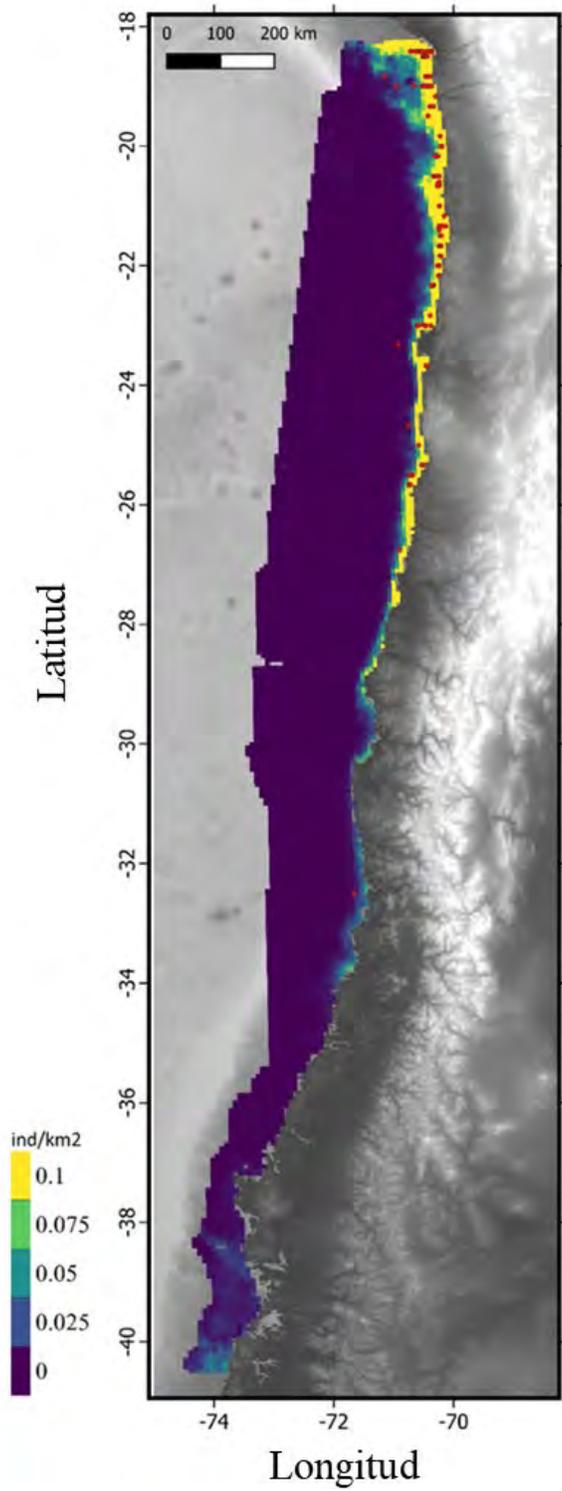


Figura 35. Mapa predictivo de la distribución de delfines oscuros en la corriente de Humboldt. Los puntos rojos indican los avistamientos para la especie. Los avistamientos fueron realizados en todas las estaciones del año excepto los inviernos entre 2017 y 2020. Bedriñana-Romano et al. (2022).

4.2.10. DELFÍN AUSTRAL

La Figura 37 muestra la distribución de los registros recopilados para el delfín austral entre 1972 y 2021, correspondiendo a 1.681 registros. Los registros muestran una continuidad de su presencia desde los 40°S hacia el sur. La figura 38 desglosa los registros por estación del año no observándose variación estacional.

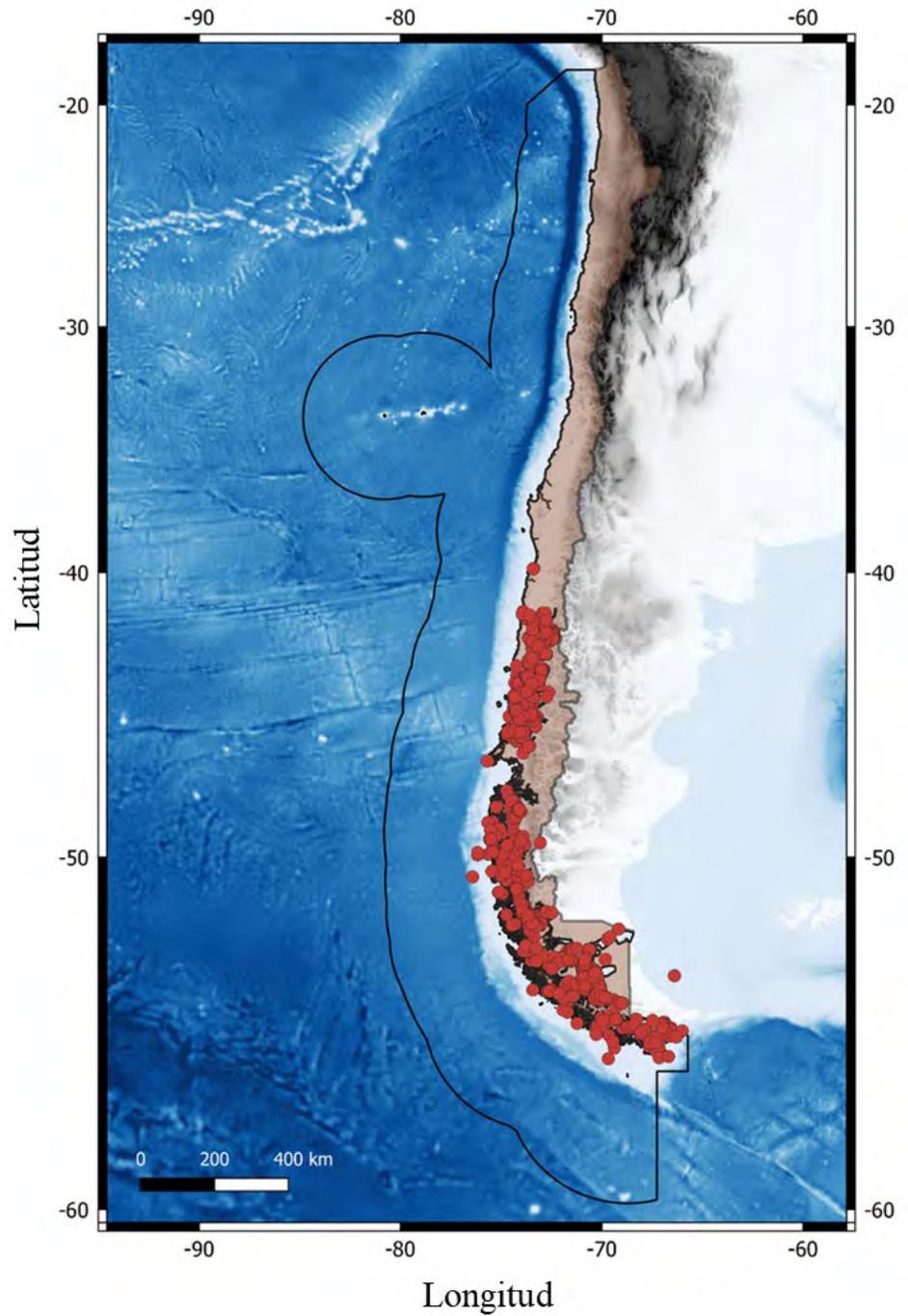


Figura 36. Distribución de los registros de delfines australes en aguas de Chile. El polígono de borde negro indica la zona económica exclusiva.

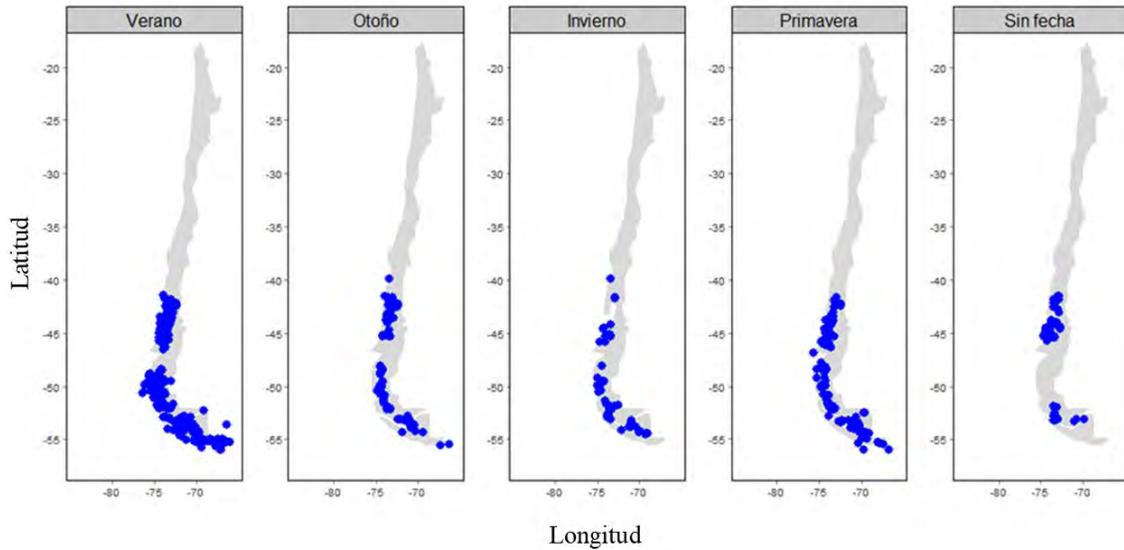


Figura 37. Distribución de los registros de delfines australes en aguas de Chile separados por estación del año.

En base a los cruceros sistemáticos de muestreo a distancia realizados por el Centro de Ballena Azul en la Patagonia norte durante los meses de verano y otoño austral, muestra que las densidades del delfín austral se encuentran positivamente correlacionadas con la profundidad (DEPTH), la densidad de bosques de macroalgas (kelp, DENK4) y la temperatura superficial (SST), además de una relación sigmoídea negativa con la distancia a la costa (DC) (Figura 39). Esto sugiere una distribución extremadamente costera y asociada a los bosques de macroalgas, evitando las aguas frías asociadas como la laguna San Rafael en la Patagonia norte (Figura 40). Lo anterior es consistente con lo descrito en la ficha para esta especie.

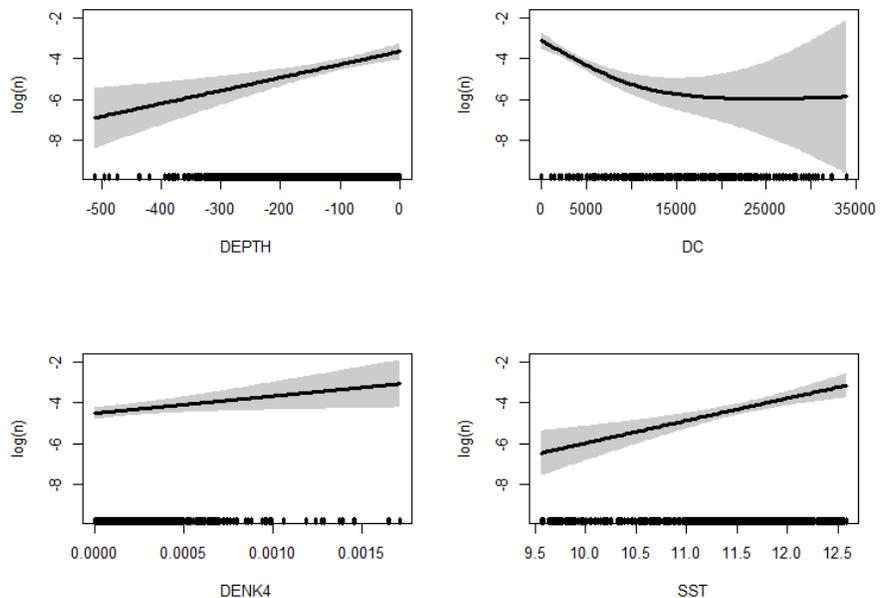


Figura 38. Curvas predictivas resultantes de modelos GAM que reflejan la relación entre los predictores seleccionados y la densidad de delfines australes en los meses de verano y otoño en escala logarítmica ($\log(n)$) en la Patagonia Norte. En este caso la profundidad (DEPTH), distancia a la costa (DC), densidad de bosques de macroalgas (DENK4), y temperatura superficial del mar (SST). Vidri et al. (en preparación).

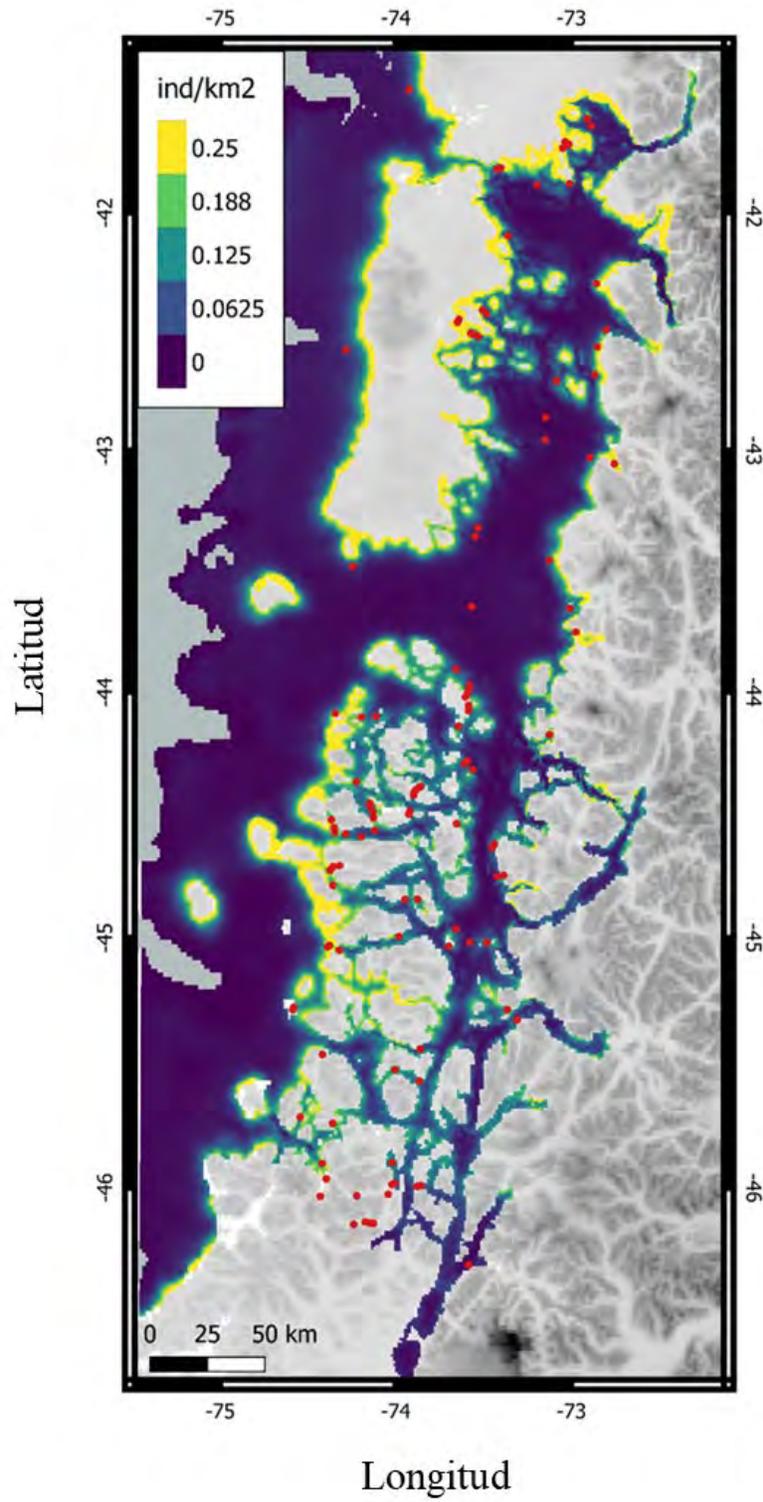


Figura 39. Mapa predictivo de la distribución de delfines australes en la Patagonia norte. Los puntos rojos indican los avistamientos para la especie. Los avistamientos fueron realizados en verano y otoño entre 2009 y 2019. Bedriñana-Romano et al. (en preparación).

4.2.11. DELFÍN LISO DEL SUR

La Figura 41 muestra la distribución de los registros recopilados para el delfín liso austral entre 1975 y 2000, correspondiendo a 43 registros confirmados de la especie. Los registros indican una presencia a lo largo de toda el área de estudio, con una mayor frecuencia en áreas alejadas de la costa. La Figura 42 desglosa los

registros por estación del año observándose que la especie ha sido registrada en todas las estaciones del año.

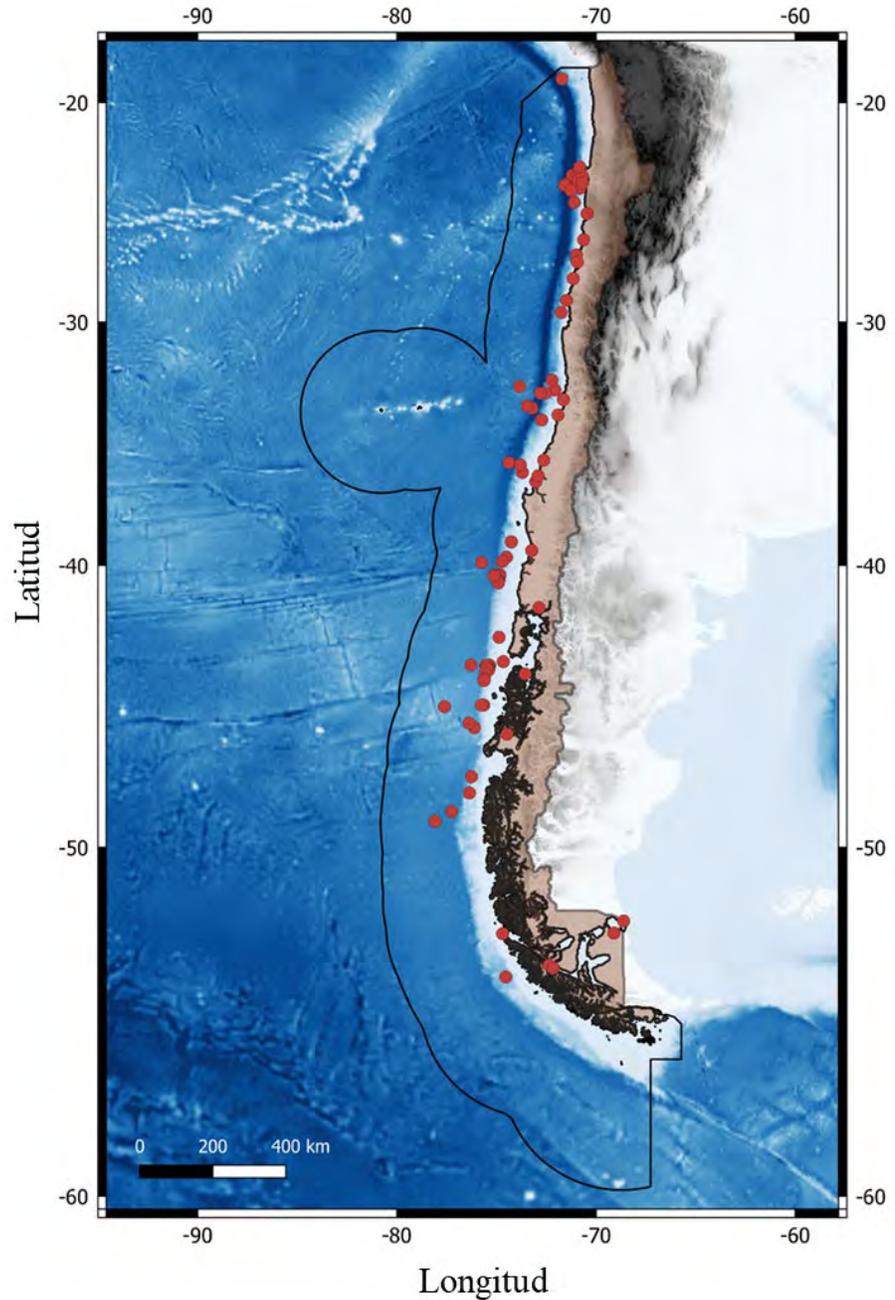


Figura 40. Distribución de los registros de delfín liso del sur en aguas de Chile. El polígono de borde negro indica la zona económica exclusiva.

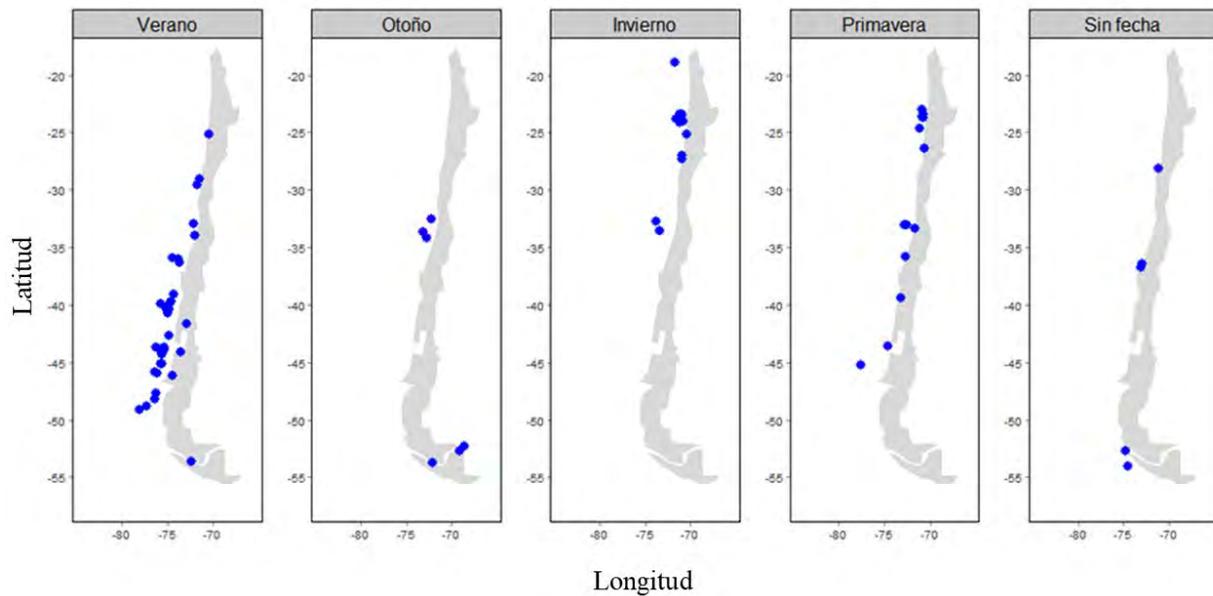


Figura 41. Distribución de los registros del delfín liso del sur en aguas de Chile separados por estación del año.

4.2.12. DELFÍN CHILENO

La Figura 43 muestra la distribución espacial de los registros recopilados para el delfín chileno entre 1977 y 2021, correspondiendo a 487 registros confirmados de la especie. Los registros muestran la ocurrencia de la especie desde los 32°S hacia el sur. La Figura 44 desglosa los registros por estación del año observándose que la especie ha sido registrada en todas las estaciones del año con menos registros en invierno. En general, la mayor proporción de los avistamientos se encuentran en la zona de fiordos y canales de la Patagonia.

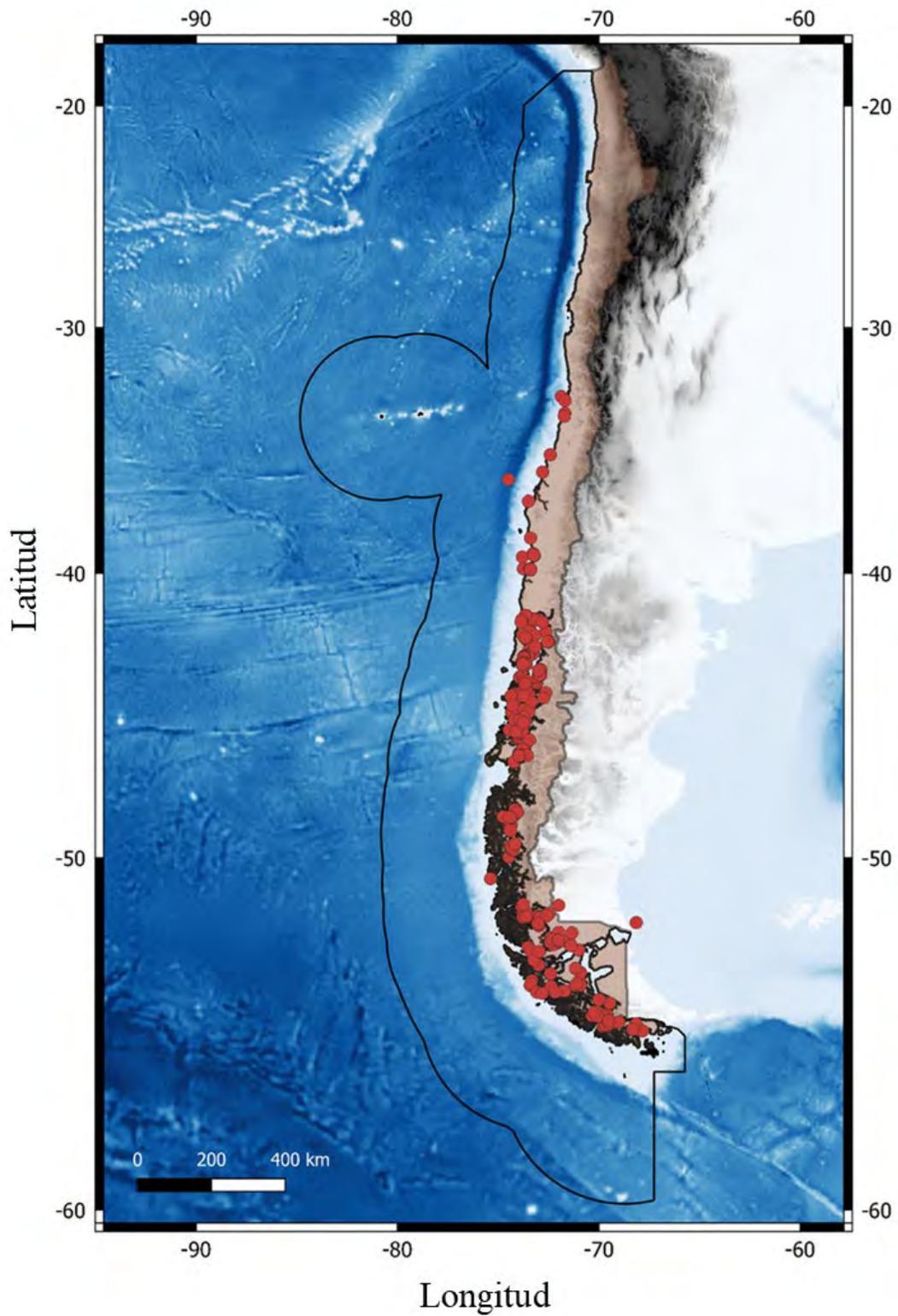


Figura 42. Distribución de los registros de delfín chileno en aguas de Chile. El polígono de borde negro indica la zona económica exclusiva.

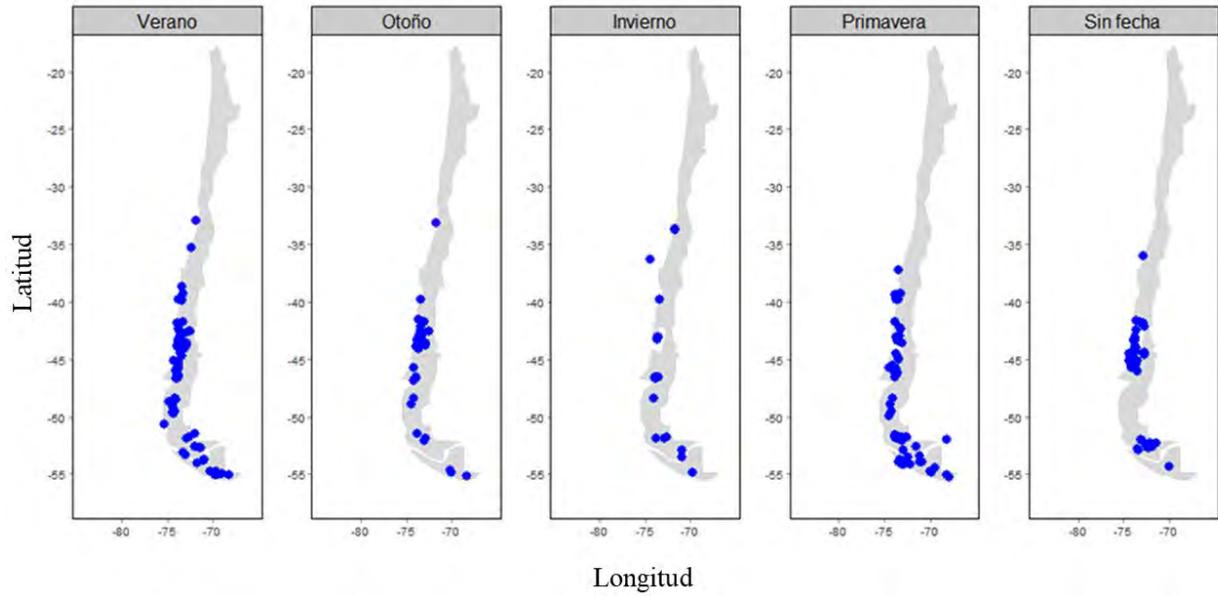


Figura 43. Distribución de los registros del delfín chileno en aguas de Chile separados por estación del año.

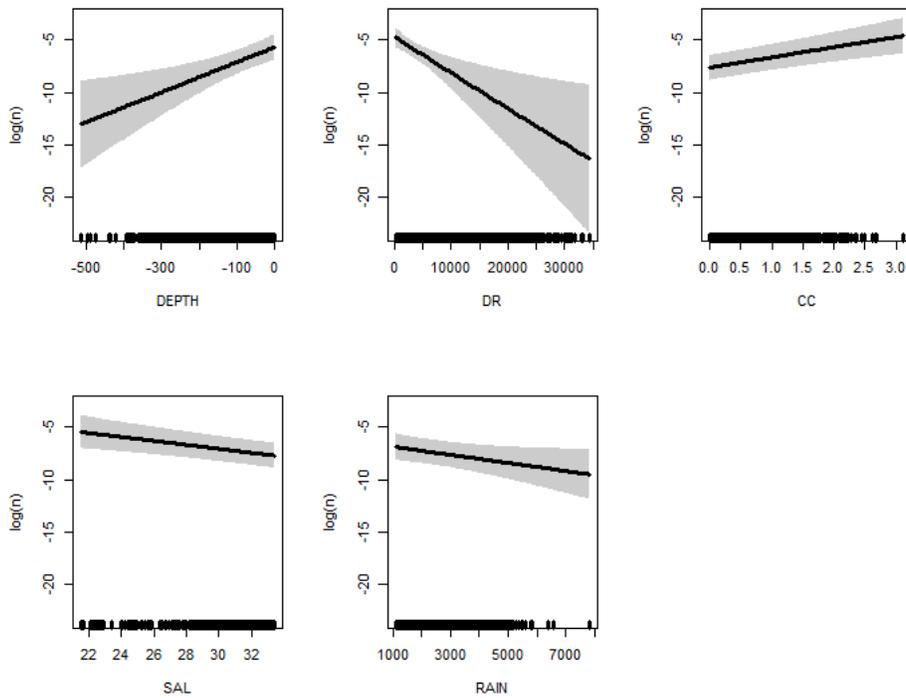


Figura 44. Curvas predictivas resultantes de modelos GAM que reflejan la relación entre los predictores seleccionados y la densidad de delfines chilenos en los meses de verano y otoño en la Patagonia norte en escala logarítmica ($\log(n)$). En este caso la profundidad (DEPTH), distancia a los ríos (DR), complejidad de la costa (CC), salinidad superficial del mar (SAL) y lluvia promedio anual (RAIN). Bedriñana-Romano et al. (en preparación).

En base a los cruceros sistemáticos de muestreo a distancia realizados por el Centro de Ballena Azul en la Patagonia norte en los veranos y otoño austral de 2009 a 2019, muestra que las densidades del delfín chileno se correlacionan positivamente con la profundidad (DEPTH) y la complejidad de la costa (CC), y negativamente con la distancia a los ríos (DR), la salinidad (SAL) y la lluvia (RAIN) (Figura 45). Lo anterior sugiere una distribución costera asociada a desembocaduras de ríos y por ende de baja salinidad, en bahías protegidas y donde las precipitaciones no son altas. Esta indicación resultante de los modelos GAM es congruente con lo observado en estudios a fina escala y sintetizados en la ficha de la especie. Las predicciones espaciales resultantes de estos modelos sugieren una distribución muy limitada para la especie en la Patagonia norte (Figura 46).

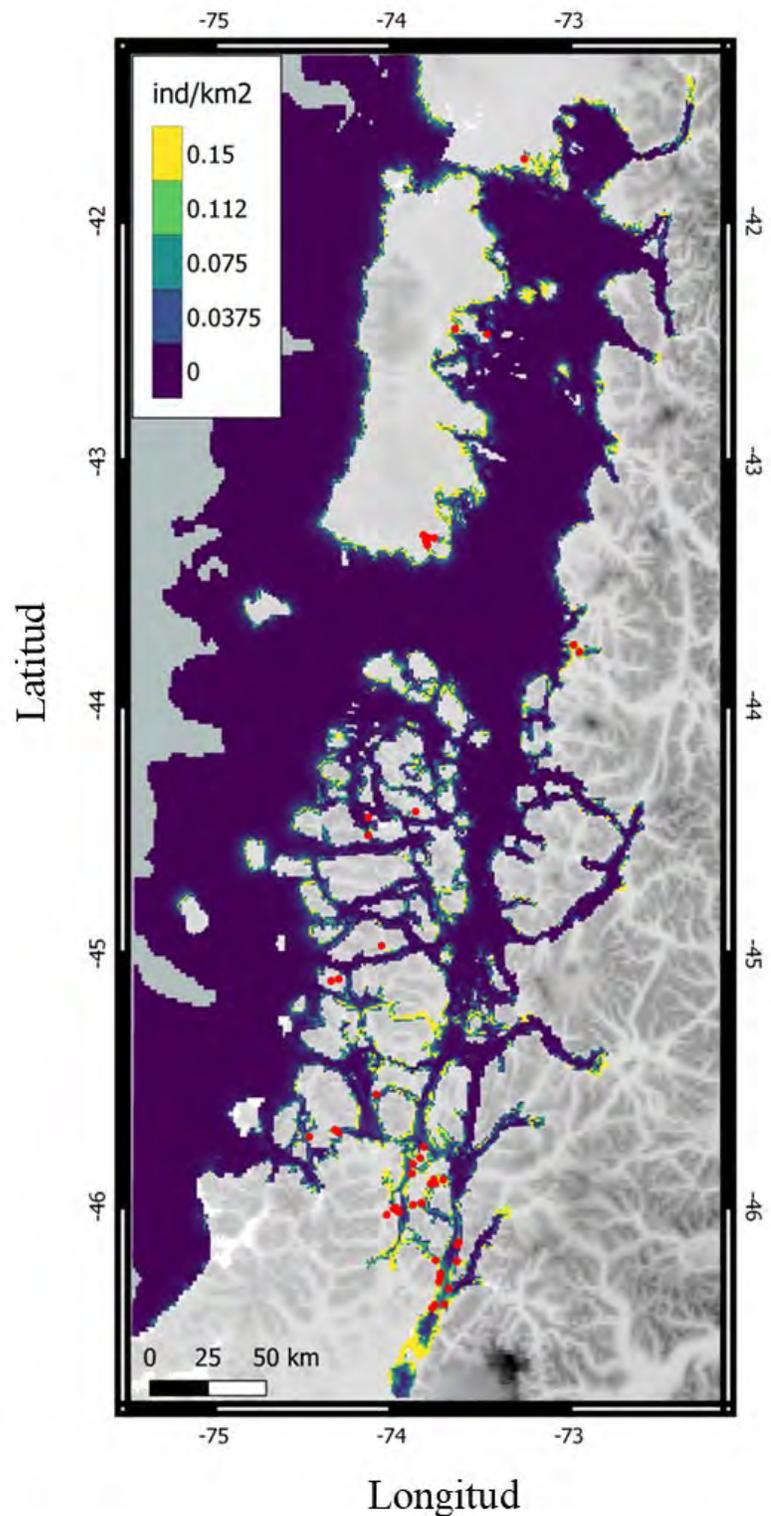


Figura 45. Mapa predictivo de la distribución de delfines chilenos en la Patagonia norte. Los puntos rojos indican los avistamientos para la especie. Los avistamientos fueron realizados en verano y otoño entre 2009 y 2019. Bedriñana-Romano et al. (en preparación).

4.2.13. MARSOPA ESPINOSA

La Figura 47 muestra la distribución de la ocurrencia de la marsopa espinosa entre 1968 y 2021, correspondiendo a tan solo 81 registros confirmados de la especie. Los registros indican que su presencia ocurre principalmente en la Patagonia norte con un solo registro en el extremo norte, y algunos pocos registros en el extremo sur. La Figura 48 desglosa los registros por estación del año observándose que la especie ha sido registrada en todas las estaciones del año con la excepción del invierno.

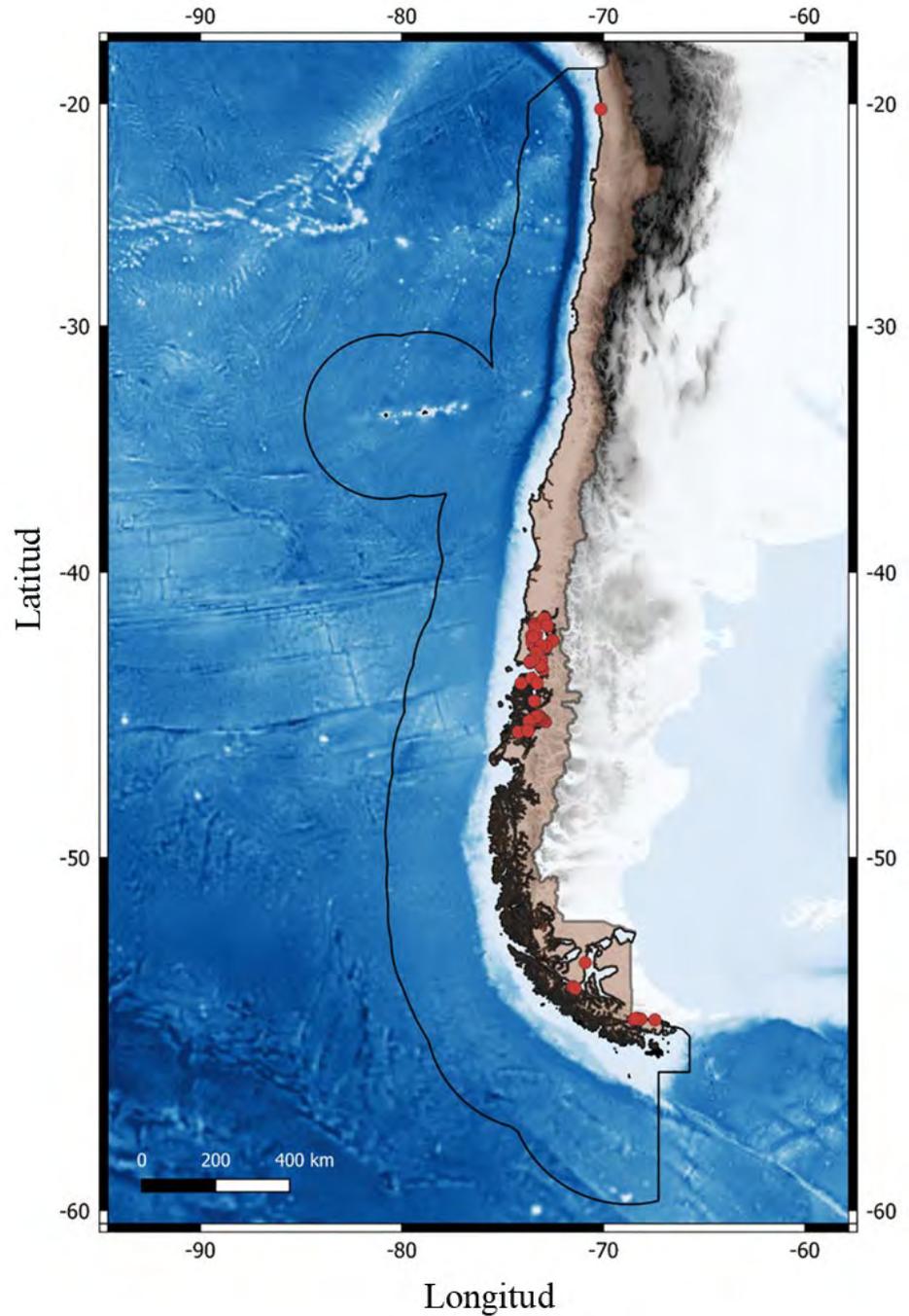


Figura 46. Distribución de los registros de marsopa espinosa en aguas de Chile. El polígono de borde negro indica la zona económica exclusiva.

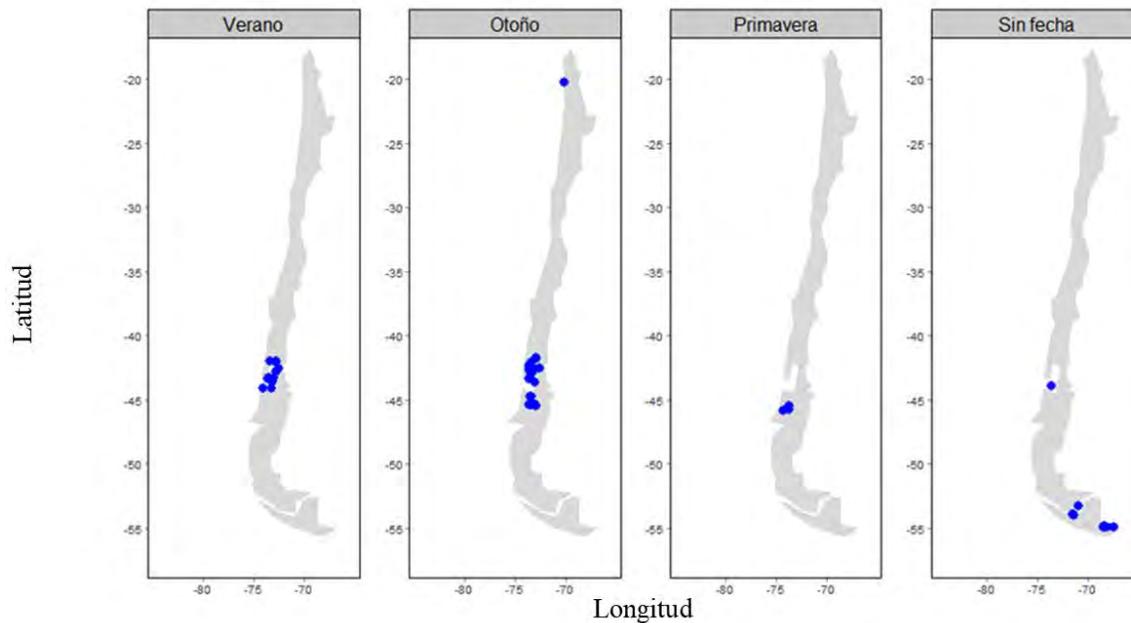


Figura 47. Distribución de los registros de marsopa espinosa en aguas de Chile separados por estación del año.

4.2.14. TONINA OVERA

La Figura 49 muestra la distribución de los registros recopilados para la tonina overa entre 1972 y 2012, correspondiendo a 189 registros confirmados de la especie. Los registros muestran que su presencia ocurre casi exclusivamente en la Patagonia austral con un solo registro en la Patagonia norte. La Figura 50 desglosa los registros por estación del año observándose que la especie ha sido registrada en todas las estaciones del año sin variaciones estacionales importantes.

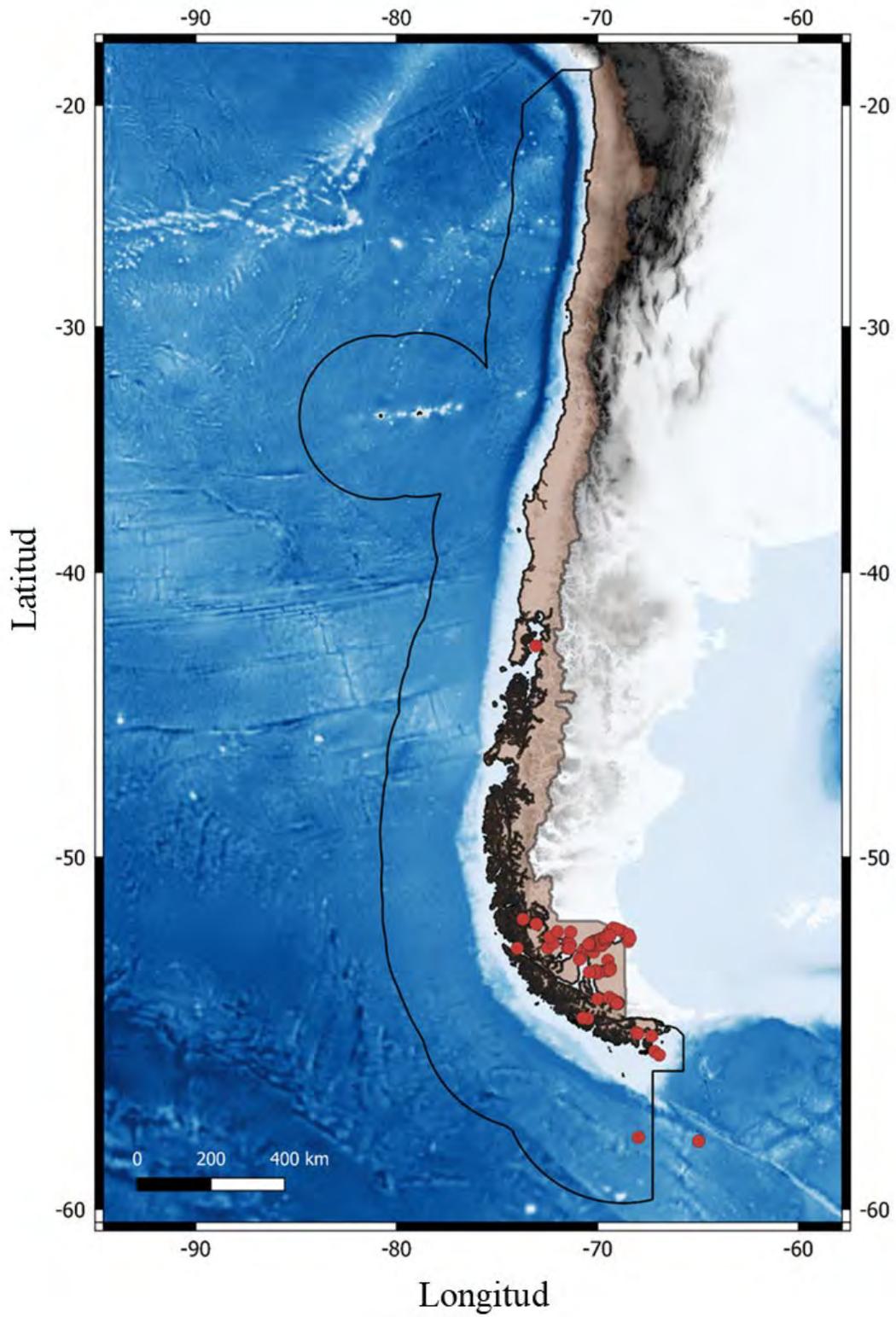


Figura 48. Distribución de los registros de tonina overa en aguas de Chile. El polígono de borde negro indica la zona económica exclusiva.

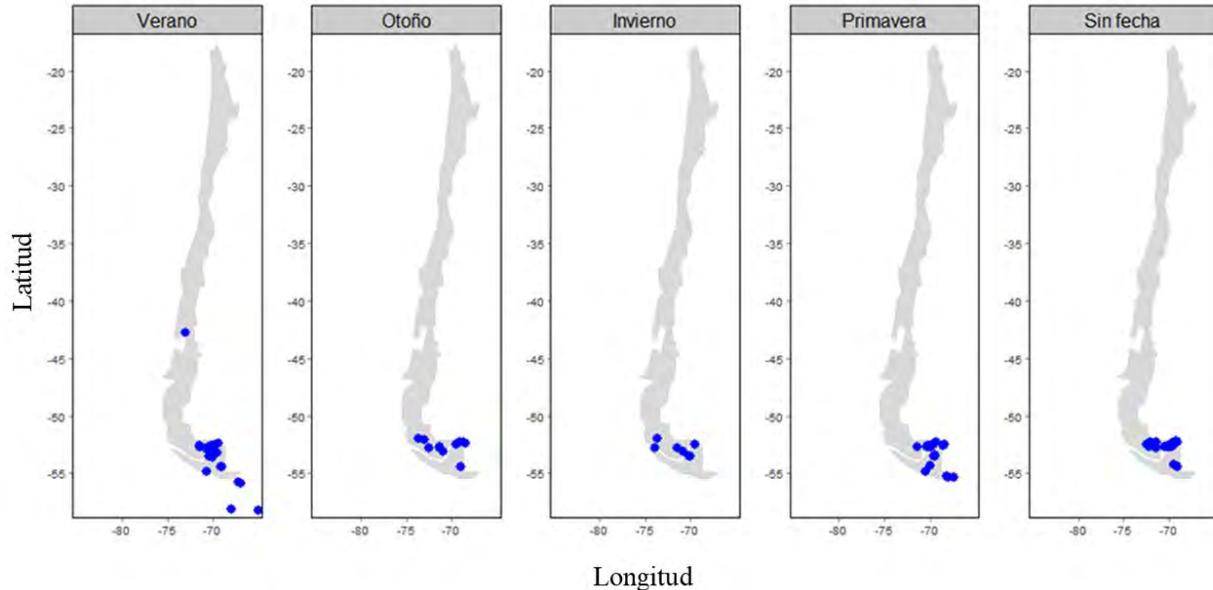


Figura 49. Distribución de los registros de tonina overa en aguas de Chile separados por estación del año.

4.2.15. TURSIÓN

La Figura 51 muestra la distribución espacial de los registros recopilados para el tursiÓN entre 1964 y 2021, correspondiendo a 224 registros confirmados de la especie. La distribución muestra una alta concentración de registros en la zona norte del país y una segunda área menor en la Patagonia norte. Los registros son menores entre los 32°S y 40°S, mientras que solo existe un registro en la región de Magallanes. La Figura 52 desglosa los registros por estación del año observándose menos registros durante el invierno. Utilizando únicamente datos posteriores al 2003 ($n = 59$) para la zona geográfica comprendida al norte de los 47°S (para coincidir con la disponibilidad de datos de imágenes satelitales), se ajustó un modelo de ocupación de presencia-disponibilidad. Para los datos de disponibilidad se muestreo el triple de datos de presencia ($n=177$) aleatoriamente para los meses de verano, otoño y primavera entre 2003 y 2021 dentro de la zona económica exclusiva de Chile. Se excluyeron los datos de invierno debido a que solo se consideró un registro para esta estación dentro de los datos de presencia. Los resultados de este modelo indicaron que la probabilidad de ocurrencia se correlaciona positivamente con el logaritmo de la concentración de clorofila mensual integrada tres meses antes del muestreo ($\log_{ch1mean}$) para cada avistamiento, negativamente con el rotacional del esfuerzo del viento mensual ($curl$) y positivamente con la temperatura superficial del mar (Figura 53). Todos estos resultados sugieren una preferencia por aguas costeras y productivas

modificadas por surgencias costeras de la corriente de Humboldt. Los valores negativos de CURL en el hemisferio Sur indican condiciones favorables para las surgencias mediadas por el viento. Las predicciones espaciales resultantes de este modelo para el área geográfica limitada para el norte de los 47°S, indican altas probabilidades de encontrar a la especie en zonas costeras en general (Figura 54).

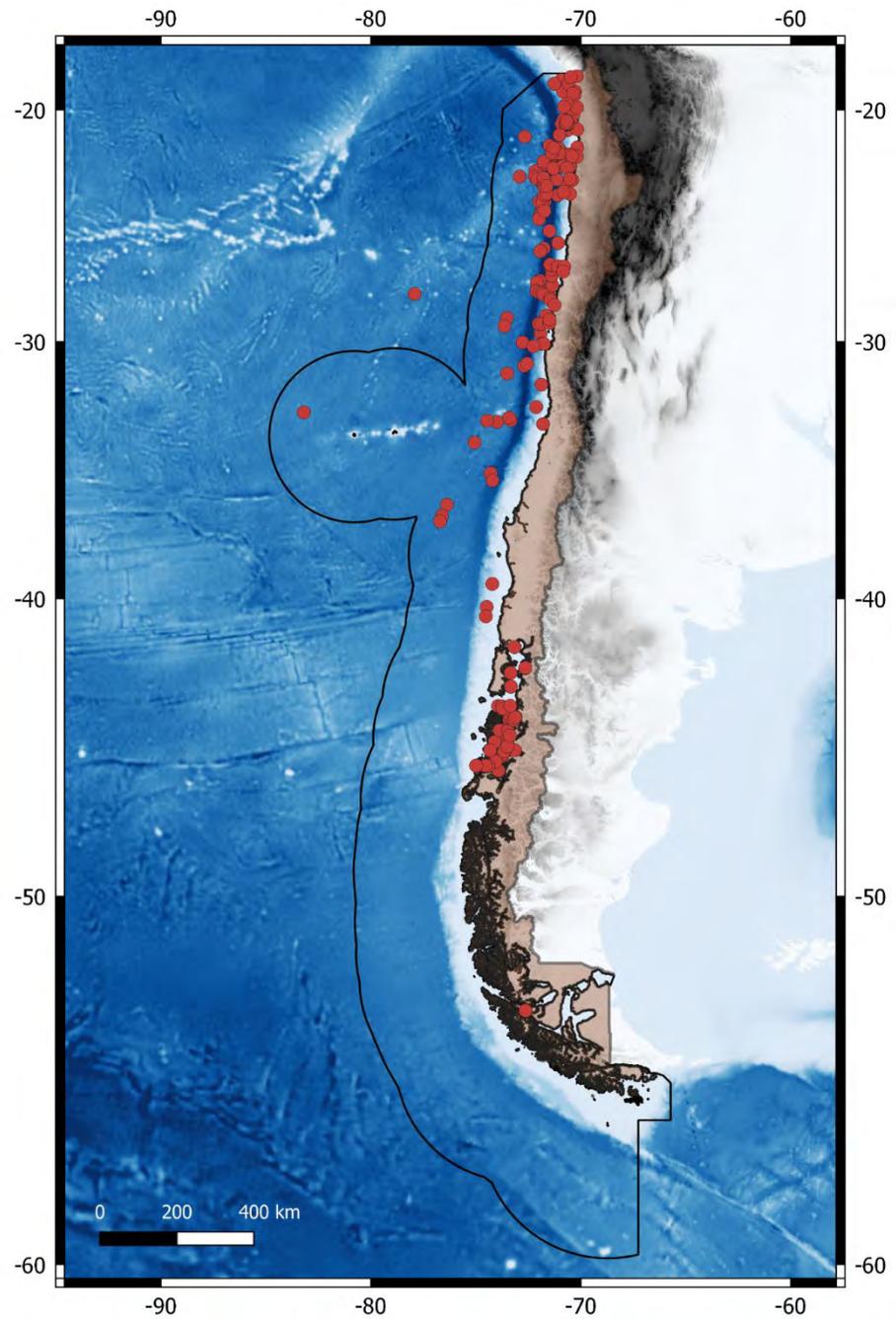


Figura 51. Distribución de los registros de tursiops en aguas de Chile. El polígono de borde negro indica la zona económica exclusiva.

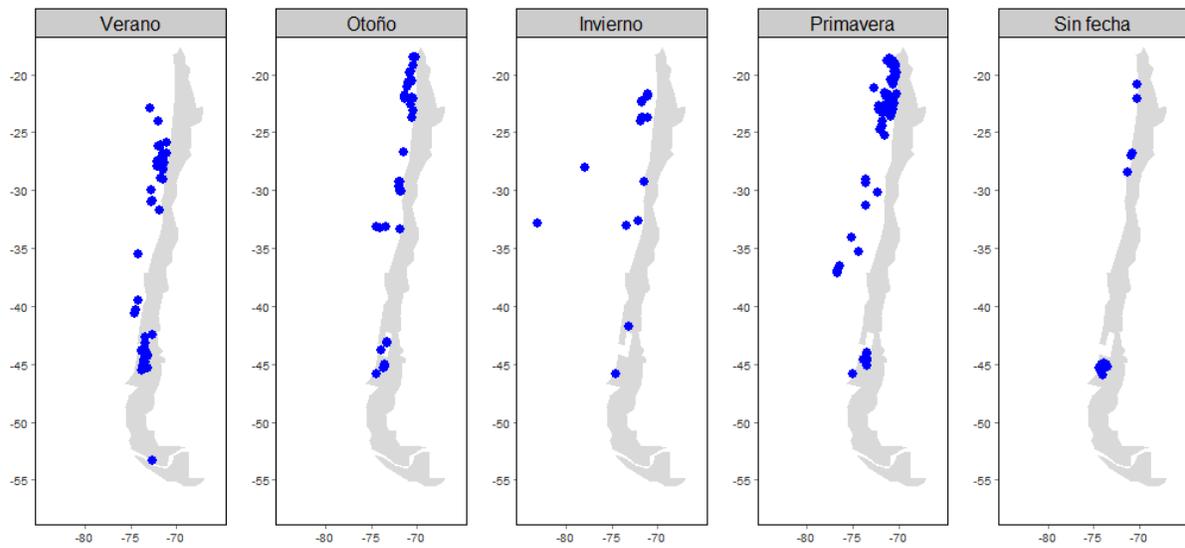


Figura 52. Distribución de los registros de tursi3n en aguas de Chile separados por estaci3n del a3o.

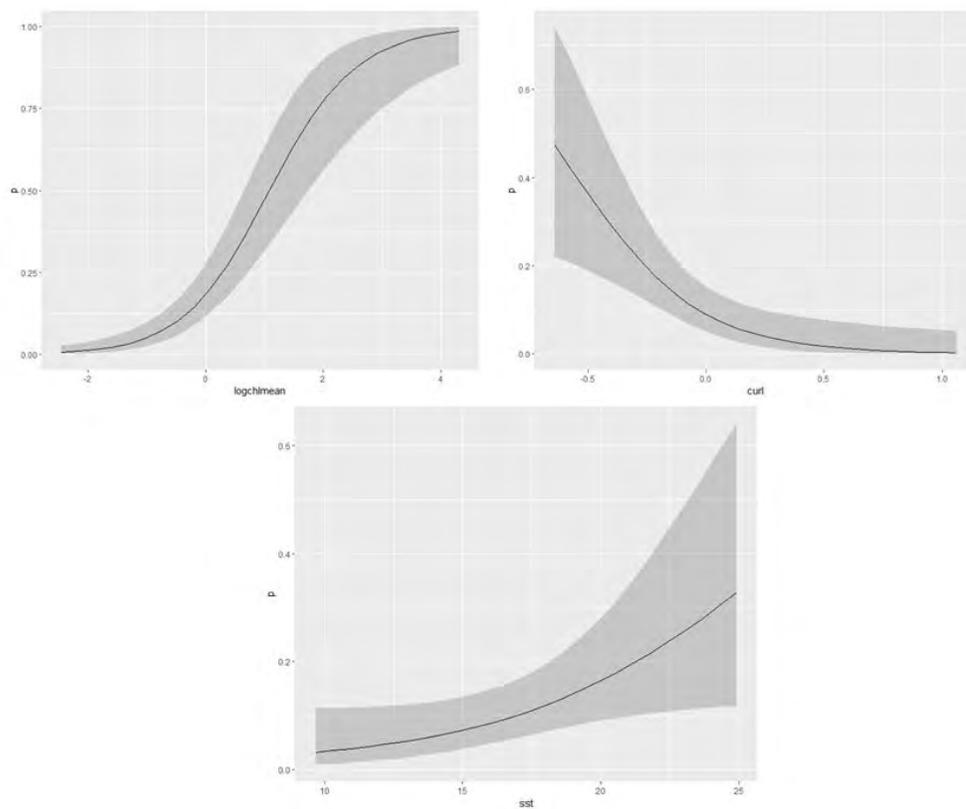


Figura 53. Curvas predictivas resultantes de modelos GAM que reflejan la relaci3n entre los predictores seleccionados y la densidad de tursiones en los meses de primavera, verano y oto3o. En este caso la concentraci3n de clorofila integrada tres meses antes del muestreo en escala logar3tmica ($\log\text{chlmean}$), el rotacional del esfuerzo del viento mensual (curl) y la temperatura diaria superficial del mar (sst). Bedri3ana-Romano et al. (2022).

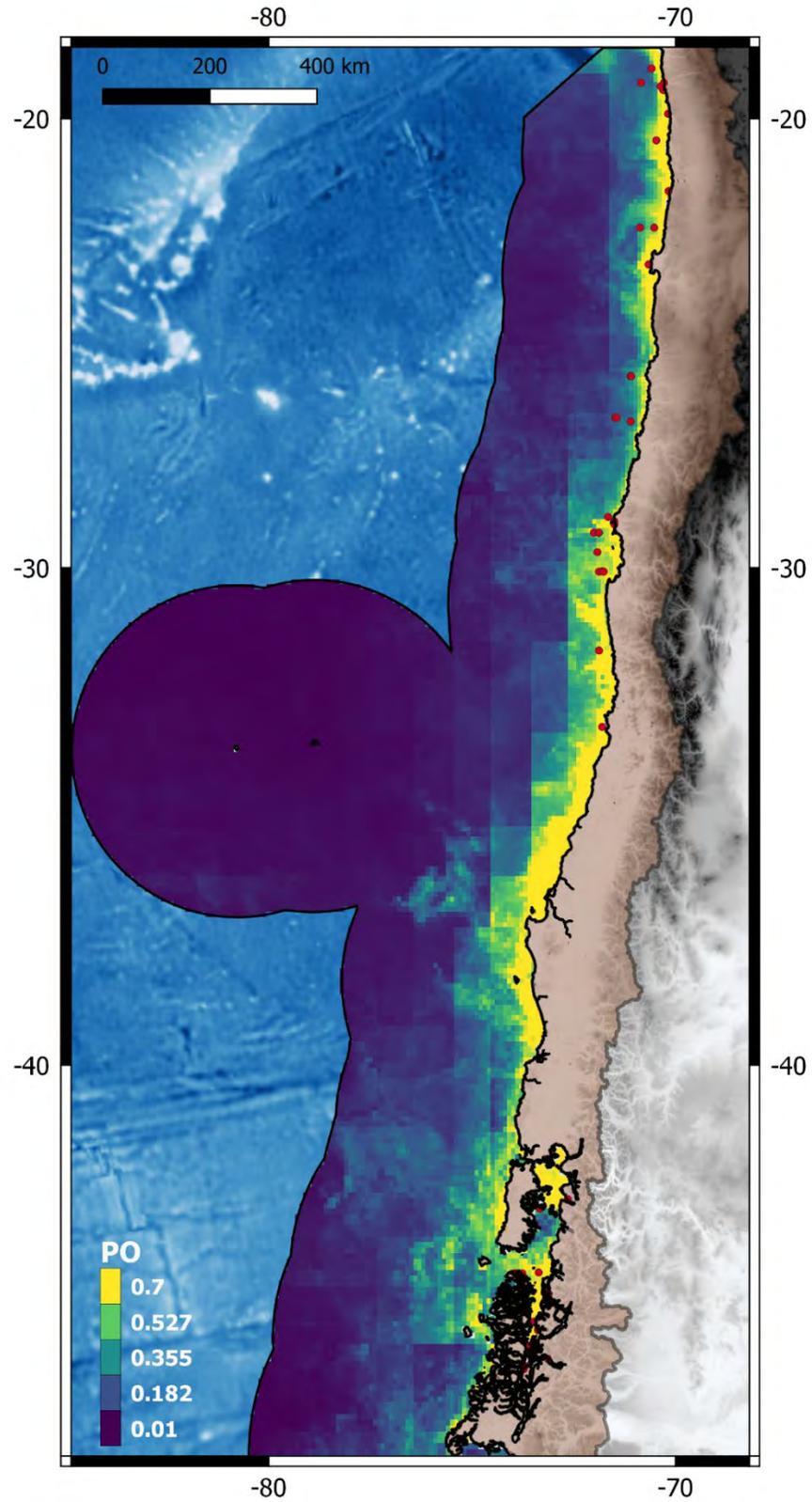


Figura 54. Mapa predictivo de la distribución de tursión al norte de los 47°S. Los puntos rojos indican los avistamientos para la especie. Estos fueron realizados en verano y otoño, entre 2009 y 2019. Bedriñana-Romano et al. (2022).

4.2.16. Patrones generales emergentes

A partir de los registros de especies sistematizados en este estudio y los patrones de distribución analizados, podemos ver que en el caso de los misticetos cuatro especies presentan una distribución sesgada hacia las aguas costeras (ballenas azul, fin, jorobada y franca) y dos no presentan un sesgo longitudinal aparente (ballenas de Bryde y sei). Aunque estas dos últimas no cuentan con estimaciones cuantitativas de sus patrones de distribución. Para el caso de las ballenas azul, fin y jorobada, su preferencia por aguas costeras productivas se hace evidente durante los meses estivales y de otoño. Para el resto del año sus densidades en aguas costeras tienden a decrecer debido a sus patrones migratorios, aunque el grado de conocimiento con respecto a estos es mayor para la ballena azul que para el resto de las especies. Para el caso de las ballenas francas, su preferencia por aguas costeras presenta una tendencia estacional inversa al resto ya que la mayor parte de los registros ocurren en invierno. Esto es congruente con los patrones migratorios sugeridos para la especie. La ausencia de registros de ballena franca durante las más recientes prospecciones sistemáticas que han sido realizadas en Chile, y que se concentran en verano y otoño, refuerzan la noción de que su preferencia por las aguas costeras locales ocurre durante el invierno y que su tamaño poblacional es probablemente aún muy bajo.

Por su parte el diverso grupo de odontocetos presentó mayor variación en sus patrones de distribución. Si bien se observan varias poblaciones de pequeños cetáceos asociadas a las áreas costeras, estos patrones no son homogéneos. Delfines chilenos, australes, toninas overas y la marsopa espinosa tienden a distribuirse dentro de las primeras millas con respecto a la línea de costa, desde la zona central hasta el extremo sur. Aunque cabe destacar que para la marsopa espinosa y la tonina overa no se cuenta con análisis cuantitativos y para esta última especie los registros se restringen a los canales patagónicos. Por su parte otros pequeños cetáceos costeros, como delfines oscuros, tursiones y calderones grises en las zonas central y norte, tienden a utilizar también aguas algo más alejadas de la costa. Las orcas también podrían incluirse en este grupo, presentando una distribución mucho mayor a lo largo del país. Delfines comunes, calderones negros y delfines lisos tienden a utilizar más aguas oceánicas sin dejar de utilizar las aguas costeras. Quizás la única especie considerada en este proyecto eminentemente pelágica se trate de los cachalotes asociados a aguas profundas.

4.2.17. Estimación de la probabilidad de exposición a actividades pesqueras y acuícolas

Las estimaciones de probabilidad relativa de encuentro entre cetáceos y embarcaciones fueron estimadas para la corriente de Humboldt y la Patagonia norte. La Figura 55 muestra los patrones de tráfico para las cuatro flotas estudiadas en la Patagonia norte y la RPCVE (este acrónimo puede encontrarse en las figuras como RPVEW para ballenas azules, y RPDVE para delfines australes y chilenos, pero la métrica es la misma, sólo cambia la especificidad del grupo con el que se trabajó). Para el caso de las ballenas azules de la Patagonia norte, se observa un claro patrón de concentración de densidad de embarcaciones (VD) en el mar interior de Chiloé, desde Puerto Montt hacia el sur pasando por el golfo de Corcovado y canal Moraleda. Es en esta zona donde se espera la mayor probabilidad de encuentro entre ballenas azules y embarcaciones (Figura 55). Sin embargo, en términos absolutos, la flota acuícola representa la flota dominante con cerca del 80% de las embarcaciones que operan en el área, por lo que es esta flota la que modula en gran medida la probabilidad de interacción negativa con cetáceos. En el caso de los delfines australes, las estimaciones de RPCVE se concentraron en esta última flota debido a que es la única con amplia distribución en las zonas costeras y entre fiordos y canales. Las Figuras 56 y 57 muestran las zonas donde se concentran las mayores probabilidades de interacción entre embarcaciones acuícolas y los delfines australes y chilenos, respectivamente, destacando la costa oriental de la isla grande de Chiloé, el seno Reloncaví, los fiordos Hornopirén, Reñihué y Aysén, así como el archipiélago de los Chonos.

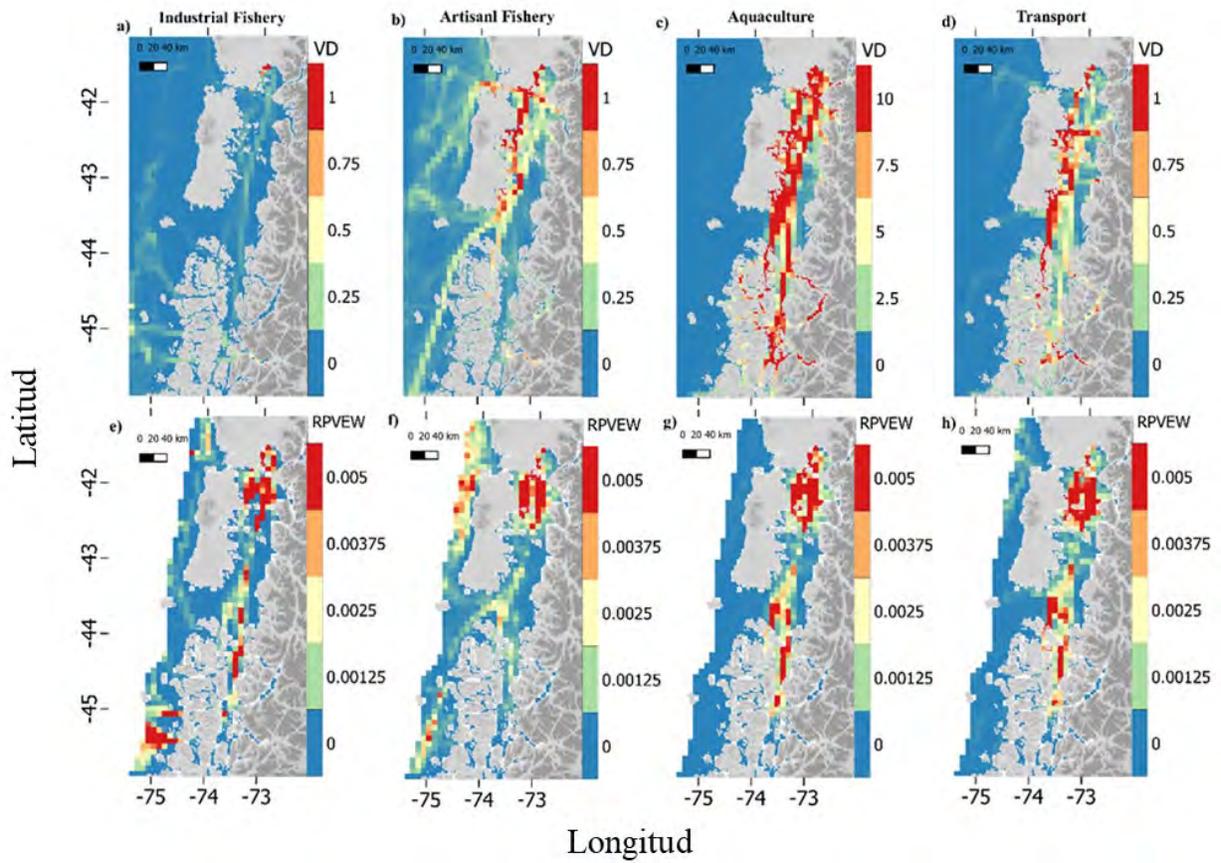


Figura 55. Densidad de embarcaciones (VD) como el número promedio de embarcaciones km^2 por día en la Patagonia norte, para la flota pesquera industrial (a), flota pesquera artesanal (b), flota acuícola (c) y flota de transporte (d). Probabilidad de encuentro relativo entre ballenas azules y embarcaciones (RPVEW) para la flota pesquera industrial (e), flota pesquera artesanal (f), flota acuícola (g) y flota de transporte (h). Figura extraída de Bedriñana-Romano et al. (2021).

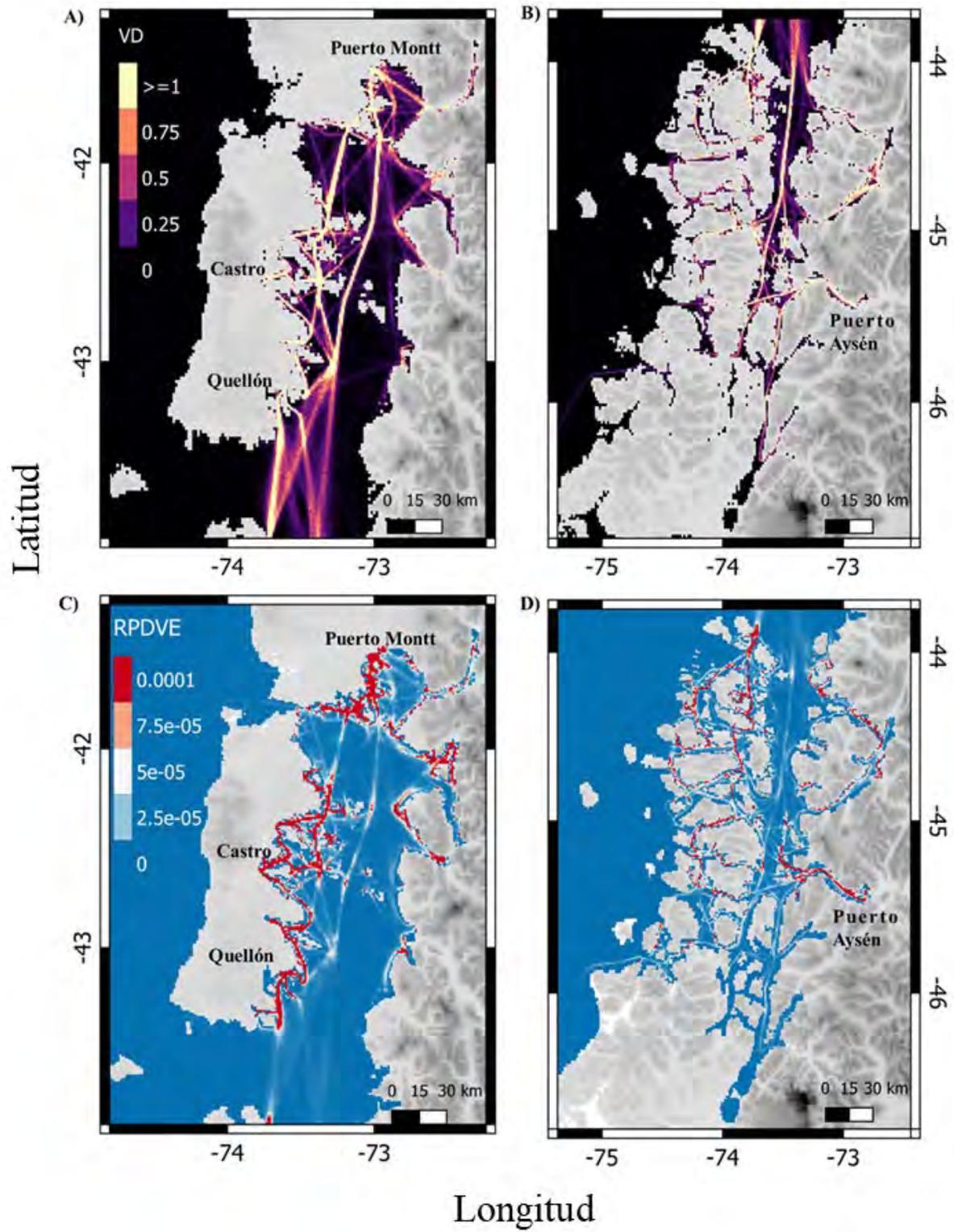


Figura 50. Densidad de embarcaciones (VD) como el número promedio de embarcaciones/km²/día, para la flota acuícola en la Patagonia norte (A-B). Probabilidad de encuentro relativa entre delfines australes y embarcaciones (RPDVE) para la flota acuícola (C-D). Viddi et al. (en preparación).

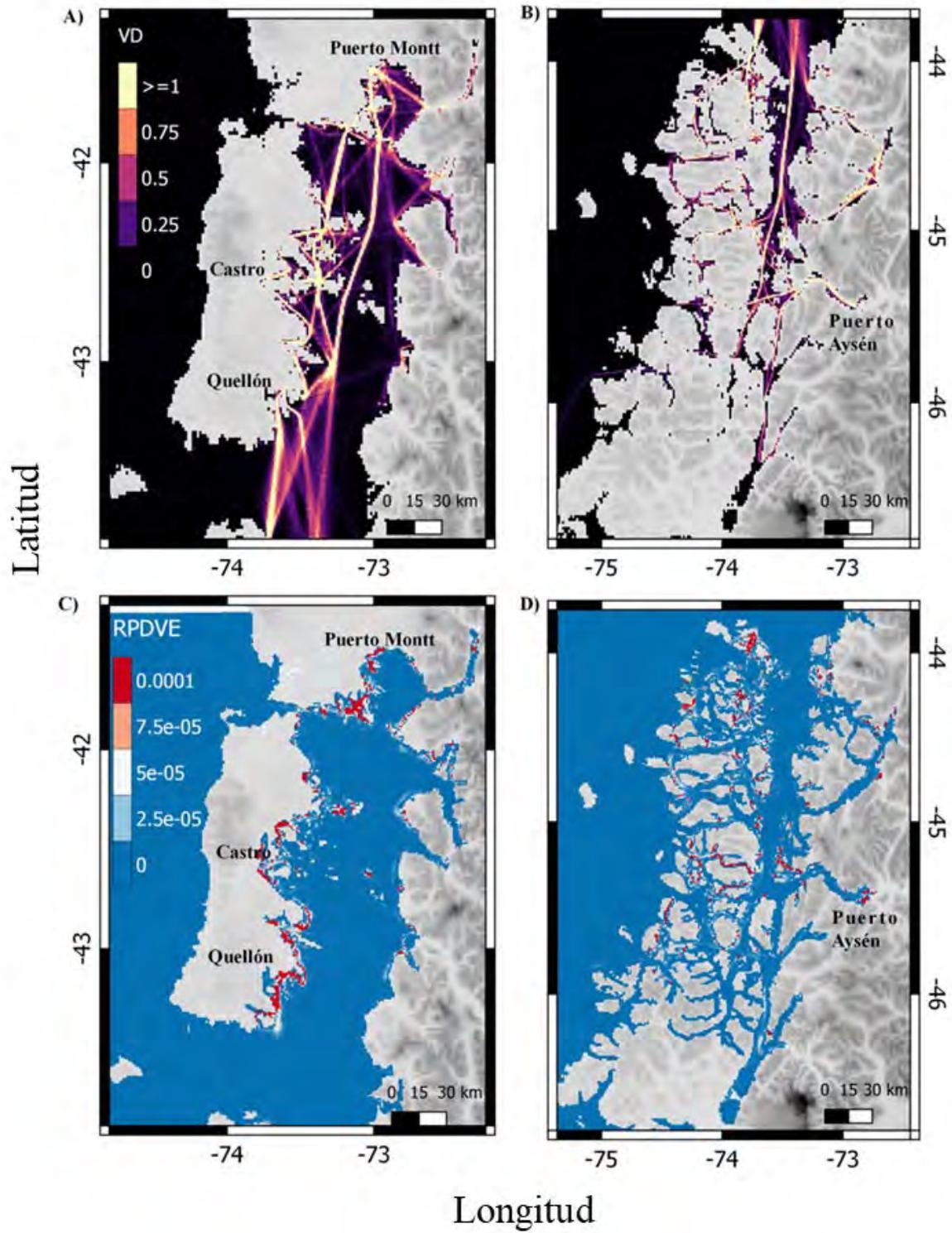


Figura 51. Densidad de embarcaciones (VD) como el número promedio de embarcaciones/km²/día, para la flota acuícola en la Patagonia norte (A-B). Probabilidad de encuentro relativa entre delfines chilenos y embarcaciones (RPDVE) de la flota acuícola (C-D). Bedriñana-Romano et al. (en preparación).

La Figura 58 muestra los patrones de tráfico para las cuatro flotas pesqueras consideradas en la corriente de Humboldt. En esta zona geográfica se observa un claro patrón de concentración de VD entre la península de Mejillones y el extremo norte del país, así como en la región del Bio-Bio. Las flotas prominentes en esta zona, contrario a lo observado en la Patagonia norte, corresponden a las flotas pesqueras artesanales e industriales. La Figura 59 muestra los valores de RPCVE para las 5 especies donde se ajustaron modelos en base a muestreo a distancia y la Figura 60 los valores de RPCVE para la ballena jorobada usando el modelo de ocupación. En general los mayores valores de RPCVE se asocian a las zonas descritas de concentración de VD. Además, valores altos también fueron observados alrededor de los puertos de Caldera, Coquimbo y Valparaíso en el caso de la flota pesquera artesanal.

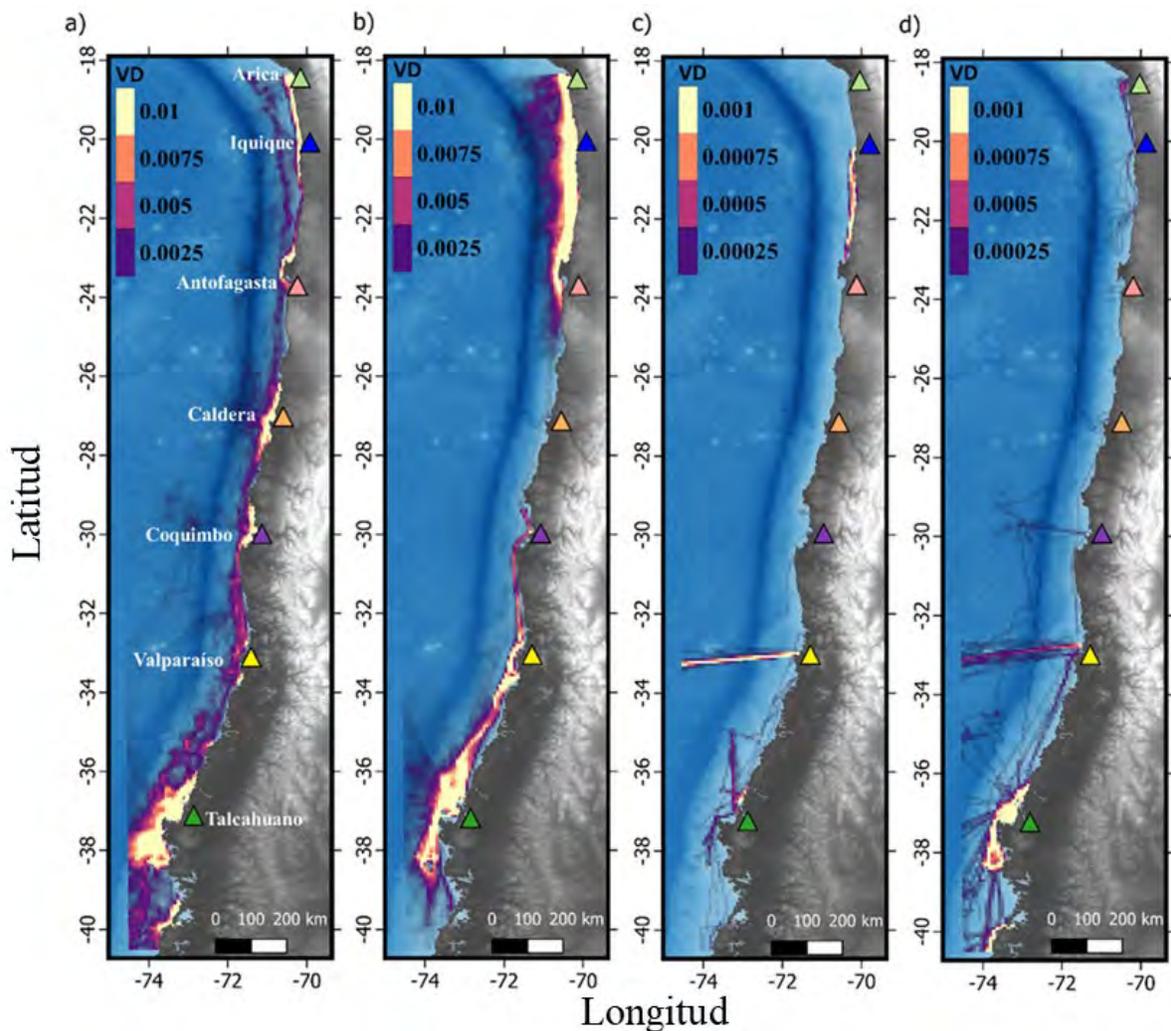


Figura 52. Densidad de embarcaciones (VD) como el número promedio de embarcaciones/km²/día en la corriente de Humboldt, para la flota pesquera artesanal (a), flota pesquera industrial (b), flota de transporte (c) y flota acuícola (d). Los triángulos de colores indican la posición de los puertos principales. Bedriñana-Romano et al. (2022).

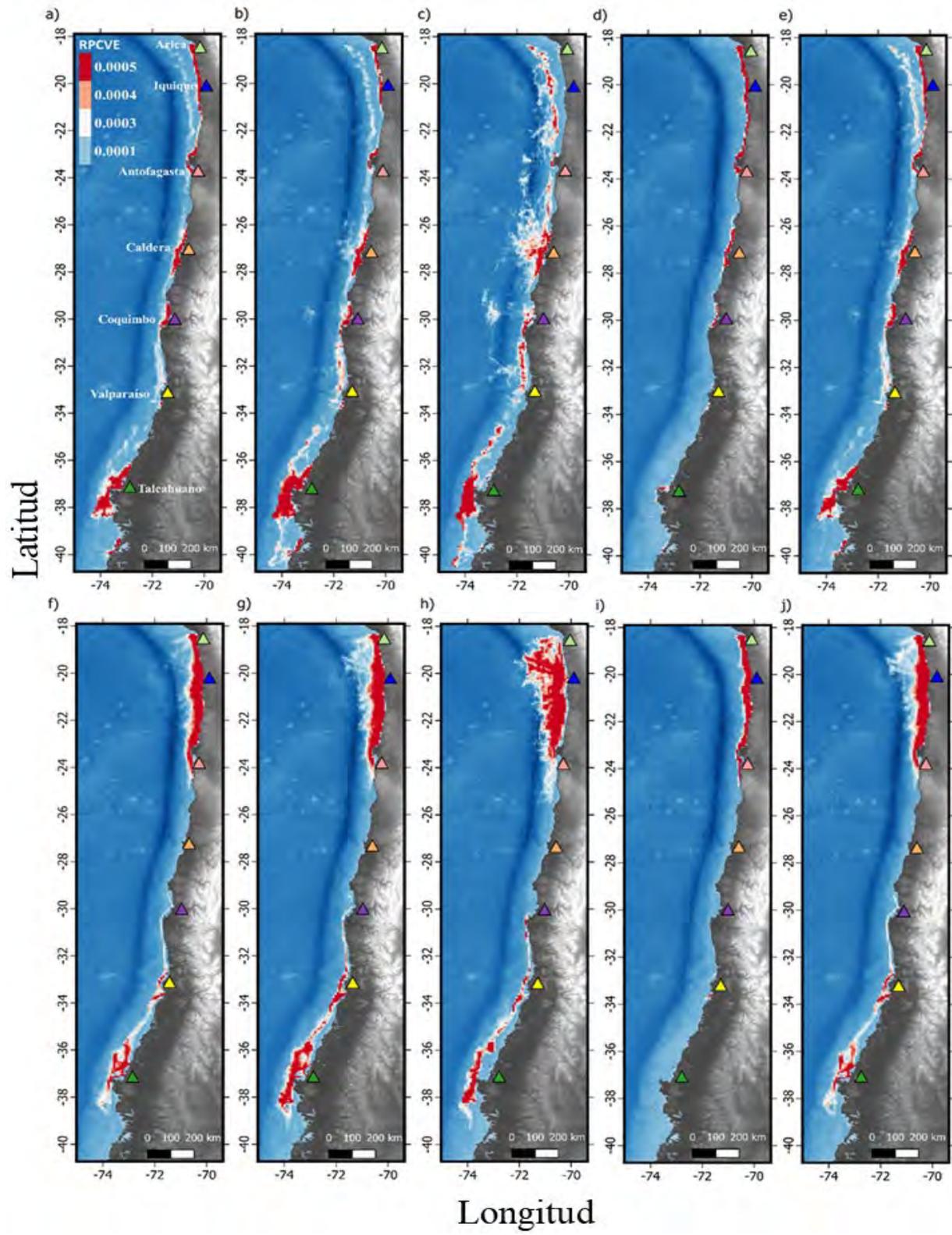


Figura 59 continúa...

...continuación Figura 59

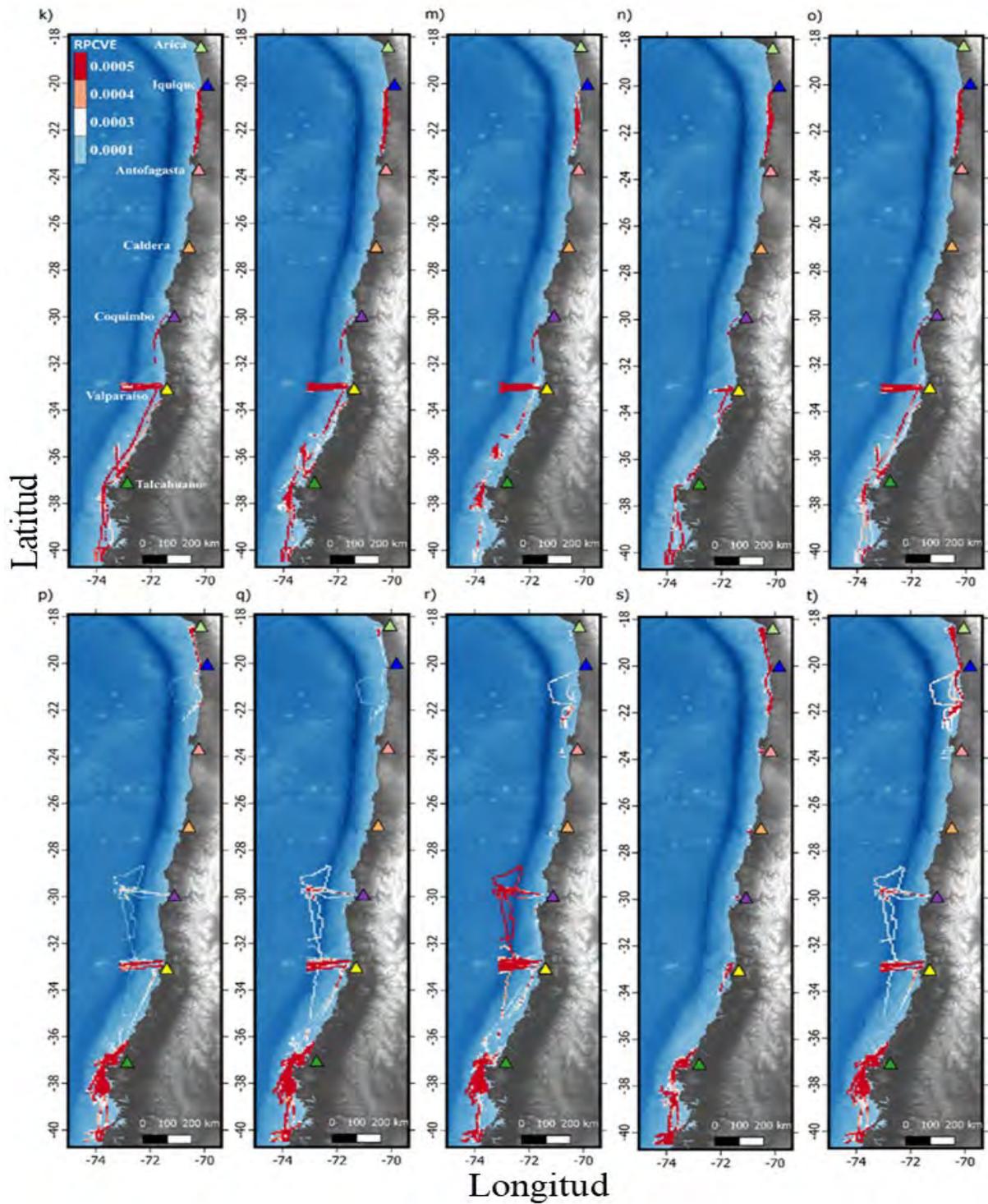


Figura 53. Probabilidad de encuentro relativa entre cetáceos y embarcaciones (RPCVE) para la flota pesquera artesanal (a-e), flota pesquera industrial (f-j), flota de transporte (k-o) y flota acuícola (p-t). Las columnas muestran los resultados para ballenas fin (a, f, k, p), ballenas azules (b, g, l, q), cachalotes (c, h, m, r), delfines oscuros (d, i, n, s) y delfines comunes (e, j, o, t). Los triángulos de colores indican la posición de los puertos principales. Bedriñana-Romano et al. (2022).

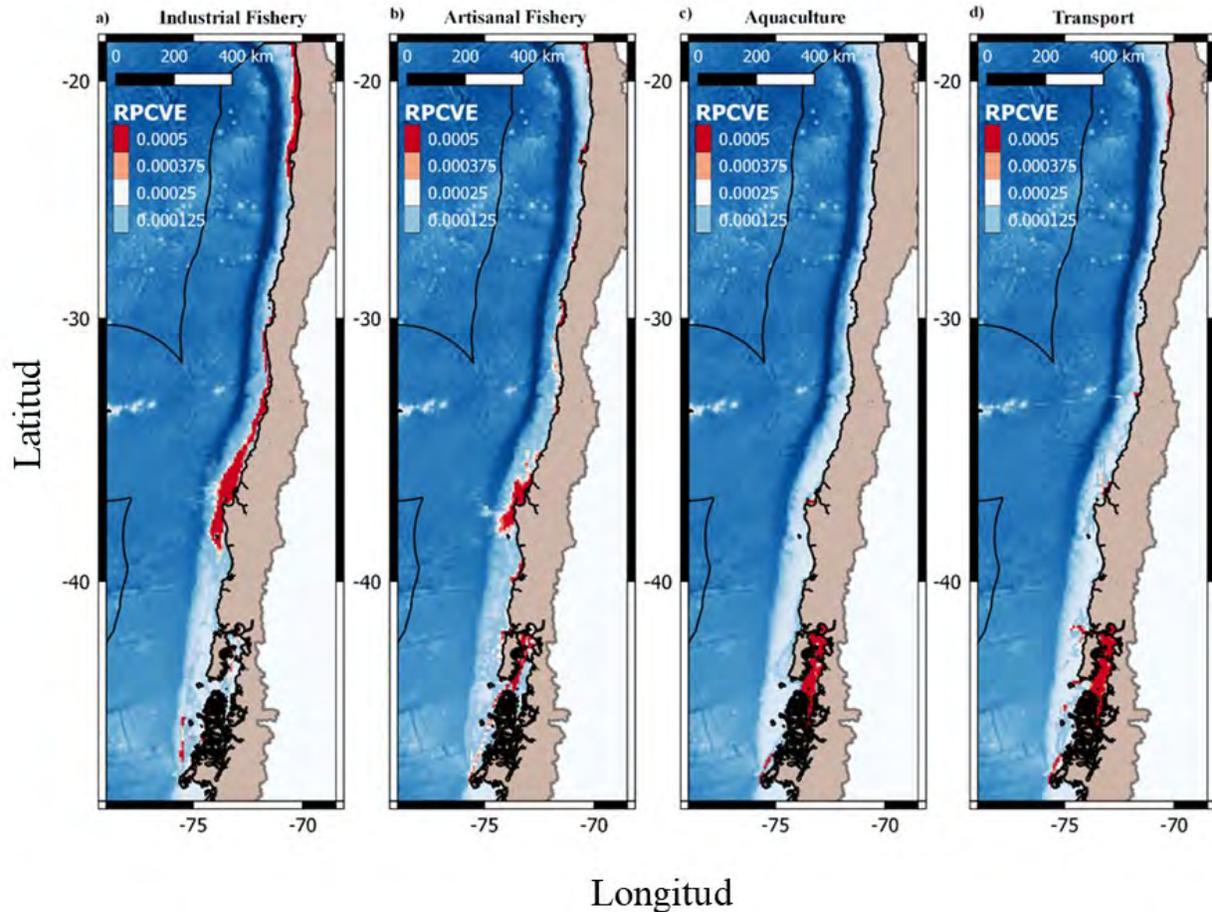


Figura 60. Probabilidad de encuentro relativa entre ballenas jorobadas y embarcaciones (RPCVE) para la flota pesquera industrial (a), flota pesquera artesanal (b), flota acuícola (c) y flota de transporte (d). Datos no publicados.

Además, se obtuvieron nuevos antecedentes de captura incidental de seis especies de cetáceos desde la base de datos del IFOP, la que se presenta en la Figura 61 y Tabla 3. Estas capturas incidentales pueden o no tener resultado de muerte para cetáceos y se debe evaluar caso a caso.

Considerando los patrones de distribución y abundancia evaluados a través de métodos cuantitativos, primordialmente concentrados en las aguas costeras, se han identificado hábitats importantes para la conservación de cetáceos, así como su superposición con actividades antrópicas. En la zona norte de Chile se han identificado áreas importantes de agregación para ballenas fin, delfines oscuros y delfines comunes, observándose una alta sobreposición con las actividades pesqueras industriales y artesanales, especialmente para las dos primeras especies (Bedriñana-Romano et al., 2022). Si bien el riesgo de captura incidental en actividades pesqueras se espera sea bajo para la ballena fin, existen antecedentes de su ocurrencia para las especies de delfines mencionados, entre otros (Aguayo-Lobo, 1999; González-But & Sepúlveda, 2016; Alvarado-Rybak et al., 2020; Félix et al., 2021).

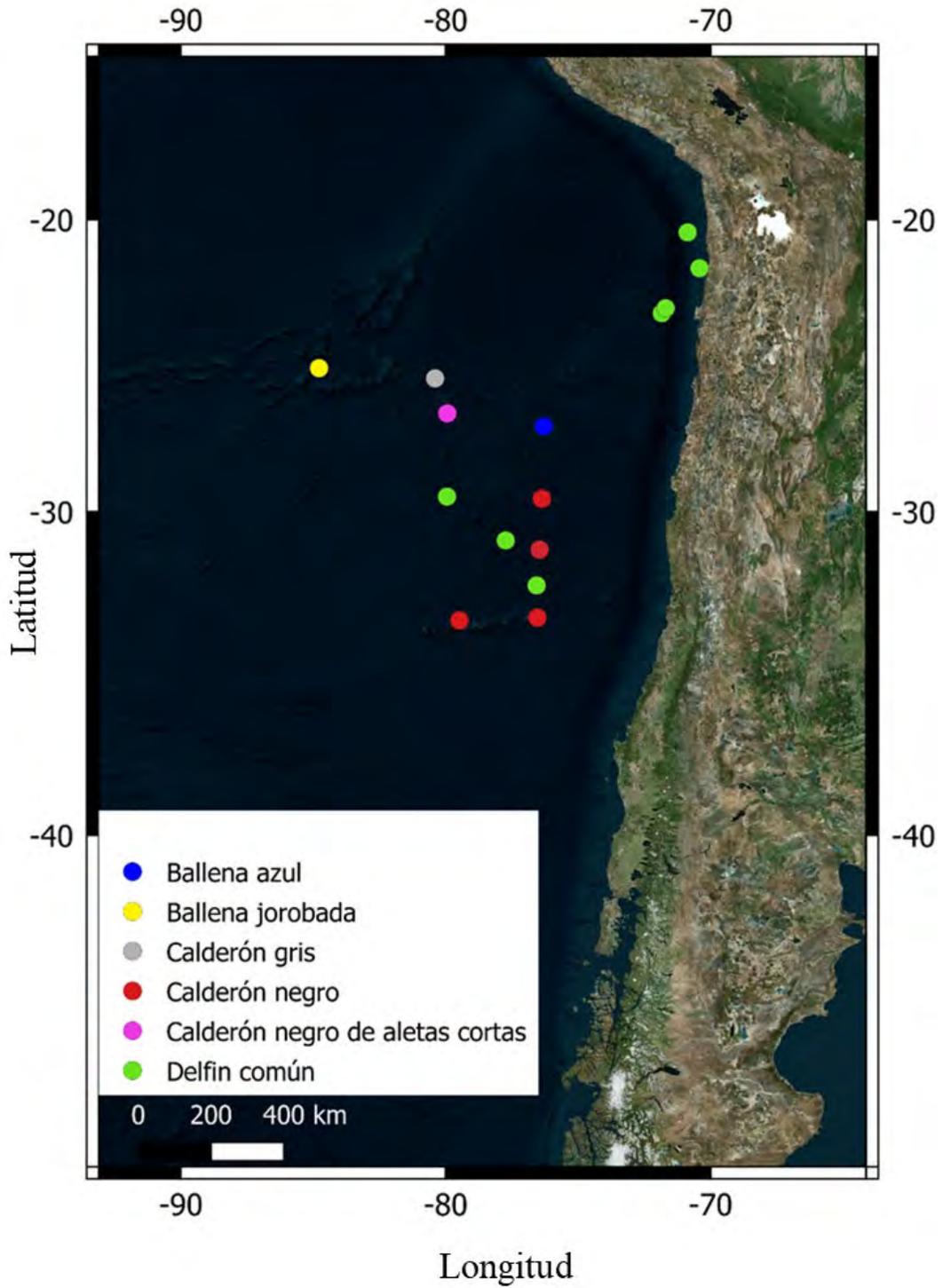


Figura 61. Localización de capturas incidentales de cetáceos en base de datos de IFOP con respecto a cuatro flotas pesqueras (ver Tabla 2 para detalles).

Tabla 3. Detalle de la localización, fecha, número de individuos involucrados y flota, de las capturas incidentales (que pueden tener resultado de muerte o no) de cetáceos en base de datos de IFOP (Figura 56).

Especie	Latitud	Longitud	Fecha	n	Flota
Ballena azul	-27.1617	-76.2983	9/16/2017	1	Palangre Artesanal
Ballena jorobada	-25.1831	-84.7831	6/23/2007	1	Palangre industrial
Delfín común	-29.5	-79.95	10/24/2009	1	Palangre industrial
Calderón negro	-33.495	-79.4767	6/8/2014	1	Palangre industrial
Calderón gris	-25.5331	-80.4	9/7/2010	1	Palangre industrial
Calderón negro de aletas cortas	-26.725	-79.94	11/12/2015	1	Red Artesanal
Calderón negro	-33.4067	-76.5383	8/15/2015	1	Red Artesanal
Calderón negro	-29.5683	-76.3683	10/3/2015	1	Red Artesanal
Delfín común	-21.7167	-70.4167	4/4/2010	1	Red Artesanal
Delfín común	-30.9331	-77.7331	10/13/2010	1	Red Artesanal
Delfín común	-32.3831	-76.5664	7/17/2012	1	Red Artesanal
Delfín común	-20.45	-70.8667	10/26/2013	2	Red Artesanal
Delfín común	-23.285	-71.8417	10/17/2018	1	Red Artesanal
Delfín común	-23.1133	-71.6933	10/21/2018	3	Red Artesanal
Calderón gris	-31.2331	-76.45	10/23/2010	1	Red Artesanal

Para la Patagonia norte, el considerable tamaño de la flota naviera acuícola y su superposición con áreas de agregación de ballenas azules, sei, jorobadas, delfines australes y chilenos sugiere que esta flota podría modular gran parte de las interacciones negativas entre cetáceos y embarcaciones en general (Bedriñana-Romano et al., 2021). Además, la gran cantidad de centros de cultivo podría disminuir la disponibilidad de hábitat importantes para delfines chilenos y australes (Ribeiro et al., 2007). Otras interacciones negativas como las colisiones con embarcaciones están pobremente documentadas, sin embargo, durante los últimos años se han reportado un mayor número de casos (García-Cegarra & Pacheco 2019), sin que sea posible aún saber si esto se debe a un aumento en la probabilidad de reportar estos eventos o la de su propia ocurrencia.

Sin duda, tanto las aguas oceánicas a lo largo de todo el país, así como los canales y fiordos de la Patagonia sur (al sur de los 47°S) concentran las mayores brechas en cuanto al conocimiento de los patrones de distribución y abundancia de cetáceos en Chile. Esto dificulta la evaluación cuantitativa de los hábitats importantes para estas especies, así como la evaluación de amenazas debido a la sobreposición con actividades antrópicas.

4.3. Elaborar un diseño de muestreo valorizado, etapificado y validado para la estimación de la abundancia poblacional de cetáceos en Chile

Al hacer alusión a un programa de monitoreo de la abundancia de cetáceos en Chile nos estamos refiriendo a los esfuerzos coordinados e integrados de múltiples instituciones, investigadoras e investigadores para evaluar eficientemente las tendencias poblacionales de estas especies. De esto se desprende que no basta con generar estimaciones robustas de la abundancia puntual de estas especies para un periodo determinado, sino que a la capacidad de detectar fluctuaciones en sus tamaños poblacionales. Como hemos mencionado anteriormente, para lograr este objetivo es necesario balancear de forma óptima el diseño de los muestreos con el objeto de capturar los patrones de distribución y abundancia de las diversas especies, aspectos logísticos que incluyen la seguridad y la relación costo-beneficio que permita el uso eficiente de recursos y la integración de múltiples fuentes de datos para mejorar las estimaciones.

Alcanzar este balance, sin embargo, está lejos de ser una tarea sencilla. La capacidad de detectar cambios en los tamaños poblacionales requiere de prospecciones que cubran áreas extensas de forma sistemática y sostenida en el tiempo (Campbell et al., 2015; George et al., 2004; Moore & Barlow, 2011). Sin embargo, contar con muestreos continuos en el tiempo no asegura la capacidad de detectar las fluctuaciones poblacionales si la incertidumbre de las estimaciones de abundancia es muy grande (Taylor et al., 2007; Galletti-Vernazzani et al., 2017). Taylor et al., (2007) reporta en una revisión de 103 stocks de cetáceos en Estados Unidos que en más del 72% de estos no sería posible detectar un declive del 50% de sus poblaciones en 15 años. Esto debido a que la precisión (coeficiente de variación) y la frecuencia con que se realizan las estimaciones no son adecuadas. Una forma de suplir estas deficiencias es aumentar la frecuencia de los muestreos, sin embargo, los costos elevados de este tipo de prospecciones pueden hacer que esta no sea una opción viable. Reducir el área de muestreo con el fin de poder cubrirla con mayor frecuencia y/o complementar las prospecciones de muestreo a distancia con técnicas de captura-recaptura son alternativas que han demostrado ser eficientes y deberían ser utilizadas siempre que sea posible (Taylor et al., 2007; Boyd & Punt, 2021). Sin embargo, ambas opciones ostentan poco valor en casos de especies oceánicas de amplia distribución donde no es posible extrapolar las densidades estimadas en zonas pequeñas a todo el rango de la población, ni tampoco es viable realizar acercamientos frecuentes para procedimientos de foto-identificación durante prospecciones oceánicas (Calambokidis & Barlow, 2004).

Cambios temporales en la distribución de los individuos puede afectar la proporción de la población que es muestreada sin necesariamente reflejar cambios en los tamaños poblacionales. Afortunadamente, la incorporación de variables ambientales en las estimaciones de abundancia, como se realizó en este proyecto, son cada vez más utilizadas y permiten contemplar estos fenómenos (Forney, 2000; Boyd et al., 2018). Utilizando estos modelos además se ha demostrado que en casos en que los datos son escasos, la integración de avistamientos de oportunidad permite aumentar la fuerza estadística en las estimaciones (Bedriñana-Romano et al., 2018; Watson et al., 2021; Bedriñana-Romano et al., *en prep.*).

4.3.1 Opciones de diseño general

En base a los criterios señalados en la sección de métodos, el presente diseño identifica cuatro grandes estratos para dividir el área de estudio (Figura 62). En general la definición de estos cuatro estratos se debió a:

- i) Los gradientes de densidad observados en los antecedentes, donde se aprecia que para algunas especies existen mayores densidades en las zonas costeras (*e.g.*, ballena fin), mientras que para un número menor de especies el patrón se invierte (*e.g.*, cachalote). Además de este patrón longitudinal, se aprecia también un patrón latitudinal donde en algunas especies se observan mayores densidades de cetáceos en la zona norte del área de estudio (*e.g.*, delfines comunes).
- ii) En base a lo expuesto en el punto anterior y los diseños de muestreo utilizados actualmente por algunos programas de monitoreo existentes que recogen estos antecedentes, al menos dos de los estratos propuestos se inspiran en el diseño efectuado por la Comisión Ballenera Internacional en el océano austral. En este diseño un estrato que bordea el pack-ice (hielo marino) presenta un mayor número de transectos cortos (Branch & Butterworth 2001a, 2001b), mientras que otro estrato oceánico presenta un número menor de transectos largos.
- iii) Prospecciones realizadas por nuestro equipo de trabajo, entre otros, confirman que ciertas especies de hábitos muy costeros son infrecuentemente registradas en prospecciones de macro y meso escala, por lo que prospecciones de pequeña escala que incorporan técnicas de captura-recaptura se presentan como una alternativa eficiente.
- iv) Existe gran incertidumbre con respecto a los patrones de distribución y abundancia de cetáceos en la Patagonia sur, más allá del caso de algunos cetáceos costeros y/o lo que se conoce de zonas puntuales muy pequeñas. Esto principalmente debido al tamaño del área, su complejidad y adversas condiciones atmosféricas durante gran parte del año.

- v) El estrecho de Magallanes y aguas adyacentes ha sido el foco de un aumento de registros de varias especies de cetáceos mayores, además de ser una zona de alto tráfico de embarcaciones con registros conocidos de colisiones con cetáceos. Por esta razón esta zona se perfila como una zona prioritaria de monitoreo.

En cada estrato propuesto a continuación se justifica en particular su definición en base a antecedentes de la ecología de las especies, aspectos logísticos y su complementariedad con esfuerzos existentes. Además, la Tabla 4 resume las especies objetivo por cada estrato, así como las flotas de embarcaciones con mayor probabilidad de interactuar. Sin embargo, es importante destacar que el hecho de que una especie no sea objetivo de un estrato no significa que la misma no esté presente en él, solamente indica que su presencia es poco probable dado el método utilizado en cada estrato. De forma similar el hecho de que una flota de embarcaciones no se encuentre señalada para un estrato o especie es indicativo de que su sobreposición es leve o que la densidad de embarcaciones de dicha flota en el estrato es muy baja.

Primer estrato - Oceánico: El primer estrato considera las aguas de la zona económica exclusiva de Chile (ZEE), excluyendo las aguas que rodean las islas oceánicas chilenas (*i.e.*, archipiélago Juan Fernández, islas Desventuradas, Salas y Gómez y Rapa Nui, así como las aguas costeras dentro de los primeros 50 km desde la costa (ver estrato 2; Figura 62)). Este estrato, orientado a prospectar aguas oceánicas, considera la distribución de especies como cachalotes, delfines comunes, delfines lisos del sur, calderones negros y misticetos en general (ver sección anterior). Debido a la gran extensión de este estrato se definió utilizar transectos en zigzag, los cuales maximizan el tiempo en esfuerzo y permiten cubrir el área de forma más expedita. Se considera explorar la posibilidad de establecer un límite latitudinal en los 47°S debido a las adversas condiciones de tiempo al sur de este límite durante gran parte del año. En cualquier caso, debido a los patrones migratorios observados para varias especies de misticetos y las condiciones atmosféricas imperantes se hace necesario que este estrato sea cubierto durante los meses de verano. Este estrato ha sido parcialmente cubierto por las prospecciones realizadas por IFOP desde 2016, pero con un límite occidental de 200 km y principalmente en la centro-norte de Chile (18°S-33°S) y siempre utilizando transectos paralelos.

Segundo estrato - Nerítico: Este estrato considera las aguas dentro de los primeros 50 km desde la costa hasta el inicio de la Patagonia norte (~41°S). Al sur de este límite el estrato continúa siguiendo una línea imaginaria que bordea el margen occidental de la zona de fiordos y canales, solo incluyendo el mar interior

de Chiloé, golfo de Corcovado y canal Moraleda. La definición de este estrato obedece a varios factores. Por un lado, los patrones de distribución observados indican que grandes densidades de varias especies de cetáceos se concentran dentro de estas aguas costeras, como lo son los delfines oscuros, tursiones, ballenas fin, jorobadas y azules, entre otros. Por otra parte, prospecciones previas permiten contar con datos ya recolectados para esta zona, en particular por parte de IFOP, cubriendo esta área hasta los ~40°S y prospecciones realizadas por UACH/CBA que han cubierto frecuentemente las áreas de mar interior descritas anteriormente, al sur de este límite.

Para este estrato se definió utilizar transectos paralelos siguiendo el diseño implementado por IFOP. El respetar los límites espaciales y diseños de los cruceros realizados anteriormente facilita la incorporación de datos ya obtenidos dentro de los análisis de patrones de distribución y abundancia, la complementariedad logística de iniciativas que ya cuentan con bagaje y recursos asignados, y la posibilidad de evaluar patrones temporales para zonas específicas con datos previos. Es importante destacar con respecto a los datos previamente colectados, que en el caso de los cruceros que realiza el IFOP, además de los datos sobre la presencia de cetáceos, se obtienen datos de mediciones oceanográficas *in situ* y evaluaciones hidro-acústicas de especies potencialmente presas de varias especies de mamíferos marinos (*e.g.*, sardina y anchoveta). Por esta razón, la incorporación de estos esfuerzos dentro del diseño de un programa de investigación de cetáceos cobra especial relevancia. Al igual que en el estrato anterior y por las mismas razones, este estrato deberá ser cubierto durante los meses de verano.

Finalmente, cabe señalar que para algunas especies (*e.g.*, ballena fin, delfín oscuro) los cruceros IFOP ya cuentan con cinco años de datos cubriendo áreas importantes de agregación para estas especies. Para ambas especies se observan menores densidades hacia los límites oeste y sur del área de estudio (Bedriñana-Romano *et al.*, 2022) lo que sugiere que actualmente se está cubriendo el núcleo de su distribución, al menos dentro de las aguas chilenas. Como se muestra posteriormente mediante los experimentos de simulación de tendencias poblacionales, la continuidad del programa de monitoreo de IFOP permitirá en pocos años más contar con estimaciones de tendencia poblacional, al menos para las especies señaladas.

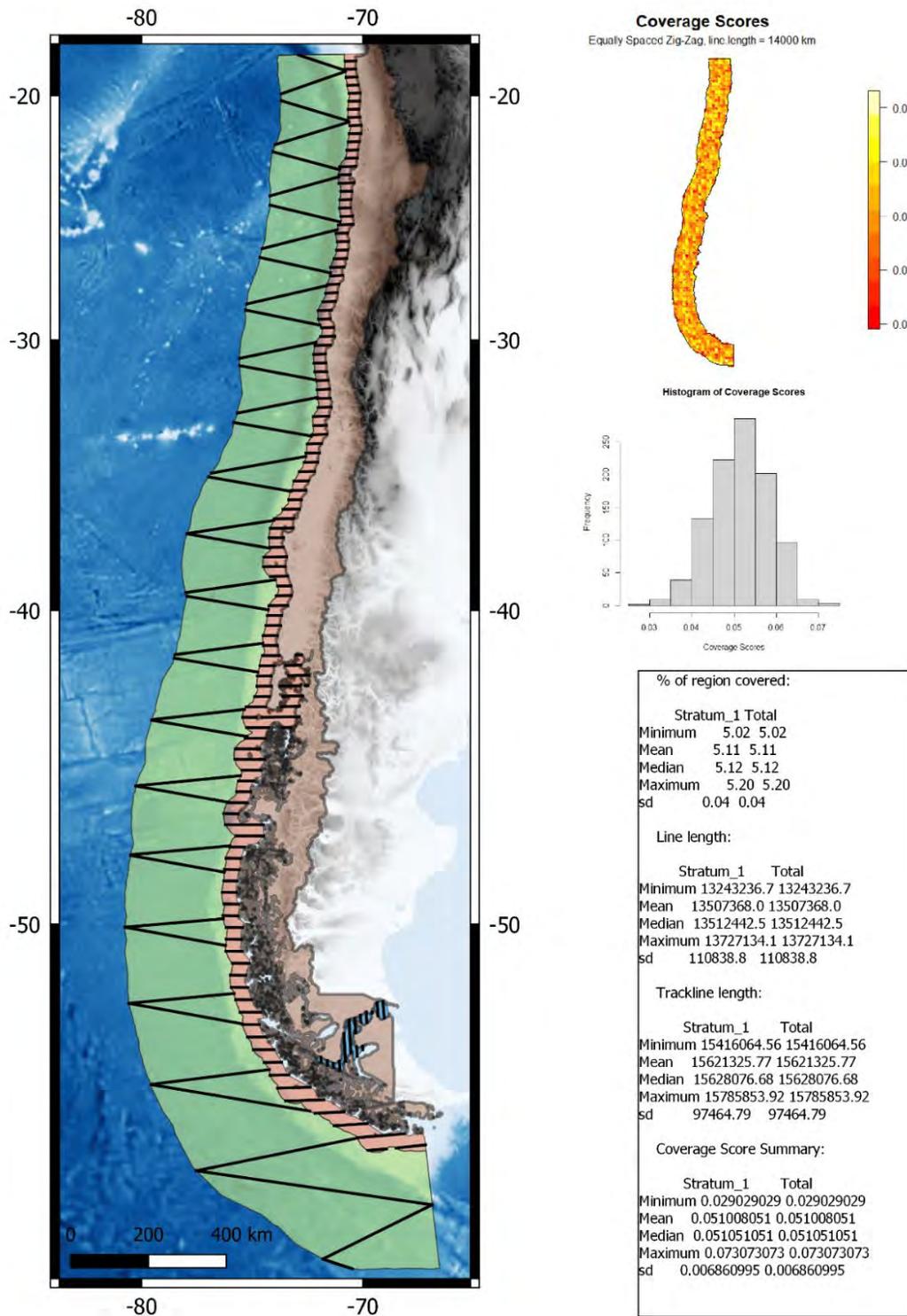


Figura 62. Diseño general de muestreo para evaluar los patrones de distribución y abundancia de cetáceos en Chile. El área de estudio ha sido estratificada para conciliar aspectos ecológicos de las especies, logísticos y de complementariedad con esfuerzos existentes. En verde se indica el estrato 1, en naranja claro el estrato 2 y en azul el estrecho de Magallanes el cual podría ser considerado un estrato separado o parte del estrato 2. El estrato 3 ha sido omitido pues se abordará de forma diferente. Los paneles de la derecha muestran ejemplos de las estadísticas utilizadas para evaluar los diseños posibles en términos de probabilidad de cobertura, así como algunas métricas que serán utilizadas para evaluar los costos asociados. En este caso se presentan estadísticas para el diseño del estrato 1, considerando 999 simulaciones.

Tercer estrato – Litoral: El tercer estrato comprende la zona litoral dentro de la primera milla náutica desde la línea de alta marea, comprendiendo sectores focalizados cuyo criterio de selección será explicado más adelante. Este estrato se enfoca principalmente en delfines chilenos y australes, pero podría incluir también a la marsopa espinosa y tonina overa, dado que su distribución está asociada a zonas litorales. Debido a la inviabilidad logística que significaría prospectar la extensa y compleja zona que abarca la distribución de estas especies, se consideró inicialmente una aproximación similar a la utilizada por Thomas et al. (2007), donde se divide el área en sub-estratos de similares tamaños y se selecciona un grupo de estos para su prospección de forma aleatoria. Sin embargo, dada la realidad nacional y los patrones de distribución de las especies objetivo de este estrato es necesario considerar los siguientes antecedentes. Las prospecciones sistemáticas de macro y meso escala realizadas en los últimos años con el fin de evaluar los patrones de distribución y abundancia de múltiples especies de cetáceos a través de muestreo a distancia, rara vez son capaces de detectar la presencia de las especies objetivo de este estrato (Bedriñana-Romano et al., 2014, 2018, 2022). Su distribución extremadamente restringida y en algunos casos sus bajas densidades y cripticismo hacen de esta técnica poco eficiente para monitorear estas especies si al mismo tiempo se debe generar una cobertura apropiada para otros cetáceos. Por su parte, varios grupos de trabajo han confirmado la presencia de las especies para ciertas áreas dentro de este estrato, así como han también obtenido datos previos que podrían ser utilizados para mejorar las estimaciones de abundancia. Estas zonas presentan ventajas logísticas de acceso que permiten cubrirlas usando embarcaciones menores de pequeño tamaño. En base a estos antecedentes se propone establecer zonas de monitoreo para realizar prospecciones basadas en embarcaciones de 4-6 m de eslora (semirrígidos o inflables), utilizando simultáneamente métodos de muestreo a distancia (principalmente para la marsopa espinosa) y captura-recaptura espacial. A la fecha no existe evidencia que sugiera movimientos estacionales para ninguna de las especies clave para este estrato por lo que la ventana temporal para realizar las prospecciones es más flexible. Sin desmedro de esto, la variación temporal entre prospecciones siempre debería tratar de ser la menor posible.

Recientemente, el proyecto FIPA 2018-41 enfocado en el delfín chileno ha definido ciertas zonas prioritarias para el monitoreo de esta especie (Pérez-Alvarez et al. 2020) y que se condicen con los criterios definidos aquí. Considerando además los datos provistos sobre los patrones de distribución de las especies de cetáceos en este proyecto, se propone una serie de zonas de muestreo a lo largo de toda la distribución de los delfines chilenos y australes (Figura 63). Adicionalmente, se propone complementar la definición de estas zonas de muestreo durante el taller de expertos a realizarse próximamente.

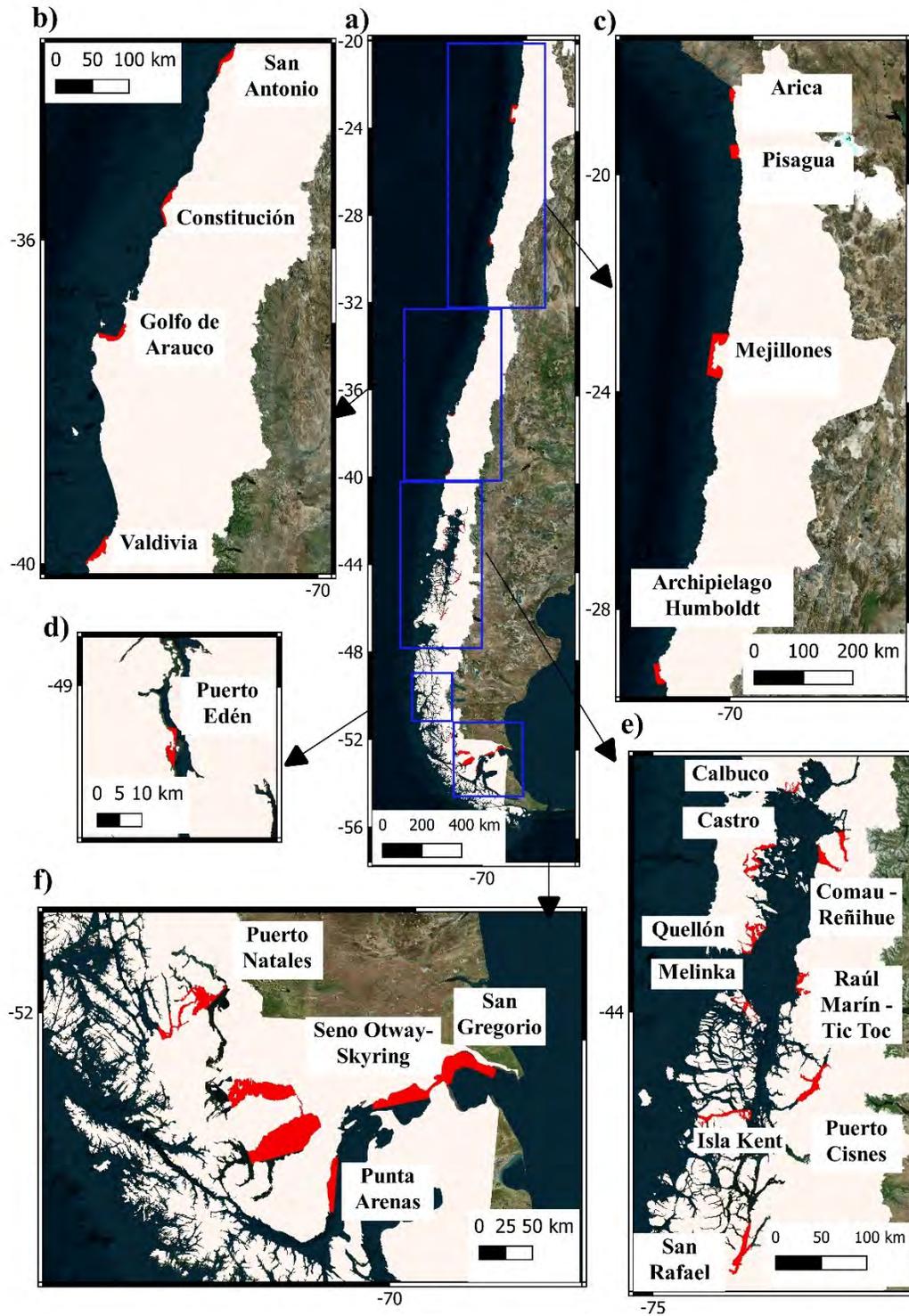


Figura 63. Propuesta de estrato 3, compuesto de múltiples zonas de monitoreo para los delfines chilenos y australes. La definición de estas áreas se basó en los antecedentes recabados en este proyecto y el proyecto FIPA 2018-41 enfocado en el delfín chileno (Pérez-Alvarez et al., 2020). a) distribución de las zonas propuestas de muestreo en el territorio nacional. b) localidades seleccionadas en la zona norte de la distribución de las especies objetivo, c) localidades seleccionadas en la Patagonia Norte, d) localidad seleccionada en la parte central de Patagonia sur, e) localidades seleccionadas en Patagonia sur, estas últimas también consideran la presencia de la tonina overa.

Cuarto estrato – Fiordos y canales Australes:

Este estrato corresponde a la zona de fiordos y canales, principalmente al sur de los 48°S. Se enfoca en el caso de las ballenas jorobadas y sei, entre otras especies, que utilizan las aguas interiores de la zona de fiordos y canales. Como se mencionó anteriormente, prospecciones sistemáticas utilizando técnicas de muestreo a distancia podrían ser implementadas dividiendo la zona y seleccionando algunas de estas aleatoriamente. Sin embargo, dado el considerable costo de estas prospecciones y la alta incertidumbre en los patrones de distribución de cetáceos para esta zona, se propone utilizar plataformas de oportunidad (embarcaciones de la armada, transbordadores, barcasas y embarcaciones de turismo, entre otras). Esto permitiría por un lado complementar las estimaciones de los demás estratos al tiempo que recolecta información de forma sistemática que pudiese orientar en el futuro la definición de estratos adicionales. Una de las ventajas de esta aproximación, además de su reducido costo, es que utilizando métodos de muestreo a distancia al igual que ocurre en las prospecciones dedicadas y ajustando modelos de hábitat, es posible suplir las limitaciones en cobertura espacial con replicabilidad temporal (Williams et al. 2006). Embarcaciones turísticas y de transporte que conectan Puerto Montt con Puerto Chacabuco y Punta Arenas, Punta Arenas con Puerto Williams o embarcaciones de la Armada de Chile, que realizan labores de recambio de personal, aprovisionamiento y mantención de faros (*e.g.*, faro Raper) representan potenciales plataformas que podrían ser integradas dentro del programa de monitoreo.

Estrecho de Magallanes, canal Beagle y cabo de hornos:

Originalmente se contempló considerar al estrecho de Magallanes como un cuarto estrato dentro del diseño ya que se justificaba por el gran número de ballenas jorobadas y sei que se han reportado en el último tiempo en este sector. Además, la zona presenta un alto tránsito de embarcaciones siendo identificado como una zona de riesgo por el peligro de colisión con cetáceos (Guzmán et al. 2020). Sin embargo, tras recibir los comentarios de revisores y del propio equipo de trabajo se consideró definir el cómo se abordarán estas zonas de canales mayores y aguas abiertas del extremo sur del país dentro del taller de expertos.

Algunos criterios que considerar para esta definición:

- No sólo el estrecho de Magallanes ha sido sugerido como una zona potencialmente prioritaria para su monitoreo en el extremo sur del país, sino que también el canal Beagle y el cabo de Hornos.
- Las áreas que cubrir en estas zonas son de carácter intermedio entre las grandes zonas cubiertas por el estrato 1 y 2 y las prospecciones de pequeña escala cubiertas en el estrato 3. Esto permitiría

realizar prospecciones a bordo de embarcaciones de tamaño intermedio dedicadas exclusivamente para los propósitos del programa.

- El tamaño de estas áreas permitiría su prospección con mayor frecuencia (e.g., dos veces al año) y complementar los esfuerzos de muestreo a distancia con métodos de captura-recaptura.
- Sin desmedro de ninguno de los criterios mencionados anteriormente, una alternativa a definir estos canales mayores y aguas abiertas del extremo sur del país como estratos independientes podría ser simplemente su inclusión como un sub-estrato del estrato 2.

Tabla 4. Resumen de las especies objetivo y principales flotas con que se sobrepone su distribución por cada estrato. Que una especie no sea objetivo de un estrato no significa que la misma no esté presente, solamente indica que su presencia es poco probable dado el método utilizado en cada estrato. De forma similar el hecho de que una flota de embarcaciones no se encuentre señalada para un estrato o especie indica que su sobreposición es leve o que la densidad de embarcaciones de dicha flota en el estrato es muy baja.

Especies	Estrato 1		Estrato 2		Estrato 3		Estrato 4	
	Es objetivo	Flotas	Es objetivo	Flotas	Es objetivo	Flotas	Es objetivo	Flotas
Ballena azul	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	Si	Todas	No		No	
Ballena fin	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	No		No	
Ballena sei	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	Si	Todas	No		Si	Todas
Ballena jorobada	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	Si	Todas	No		Si	Todas
Ballena franca austral	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	Si	Todas	No		Si	Todas
Cachalote	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	No		No	
Delfín común hocico largo	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	No		No	
Delfín común hocico corto	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	No		No	
Calderón de aleta larga	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	No		Si	Todas
Calderón de aleta corta	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	No		No	
Tursión	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	Si	Todas	No		No	
Delfín oscuro	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	No		No	
Delfín austral	No		No		Si	Todas	No	
Delfín liso del sur	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	Si	P. industrial, P. artesanal, Transporte	No		Si	Todas
Delfín chileno	No		No		Si	Todas	No	
Tonina overa	No		No		Si	Todas	No	
Marsopa espinosa	No		No		Si	Todas	No	

4.3.2 Evaluación de diseños alternativos en base a simulación

La Figura 62 resume el diseño general descrito en el punto anterior como un ejemplo de la primera parte del proceso de evaluación de diseños alternativos. Para el caso del estrato 1 se indican las estadísticas emanadas del diseño. En el caso del panel superior derecho se muestran los resultados de la evaluación de homogeneidad de cobertura. Como cada diseño se basa en una grilla de puntos (1.000 en este caso) posicionada de forma homogénea en cada estrato, una simulación de 999 iteraciones posiciona transectos bajo los parámetros deseados y calcula la probabilidad de que estos intercepten los puntos de la grilla (puntajes de cobertura).

En este caso podemos observar que no existe un patrón espacial en la distribución de los colores de la Figura 62, lo que indica que todas las zonas poseen similares probabilidades de ser muestreadas. El histograma presentado en el panel medio de la derecha refuerza esta noción presentando una distribución normal de los puntajes de cobertura. El panel inferior derecho muestra una selección de algunas de las estadísticas que permiten evaluar los diseños alternativos de muestreo, como el porcentaje estimado del área del estrato que es cubierta, la distancia a recorrer en esfuerzo (*line length*), la distancia total recorrida, incluidos los tramos para moverse de un transecto a otro (*trackline length*) y el porcentaje de cobertura (*coverage score*). Diferentes diseños proveen de distintas estadísticas las cuales deberán sopesar con los resultados de las estimaciones de abundancia y su incertidumbre basadas en datos similares, para definir los diseños que optimicen la relación eficiencia/costo. Por ejemplo, un diseño puede abaratar costos reduciendo el número de transectos y por ende la distancia a recorrer en esfuerzo; sin embargo, esto traerá aparejado una disminución en la calidad de las estimaciones de abundancia que implicaría irremediablemente que la prospección no sea útil.

Sobre la base de información disponible de prospecciones marinas sistemáticas realizadas utilizando transectos lineales y muestreo a distancia en Chile (Figura 64), se desarrollaron tres casos de estudio para verificar la efectividad de diseños de muestreo alternativos para objetivos diferentes, uno sesgado a especies neríticas, otro a especies pelágicas y uno sesgado hacia el norte del país. Los diferentes diseños como se sintetiza en la Tabla 5, implican diferente número de transectas, cobertura y tiempo requerido para realizarlos.

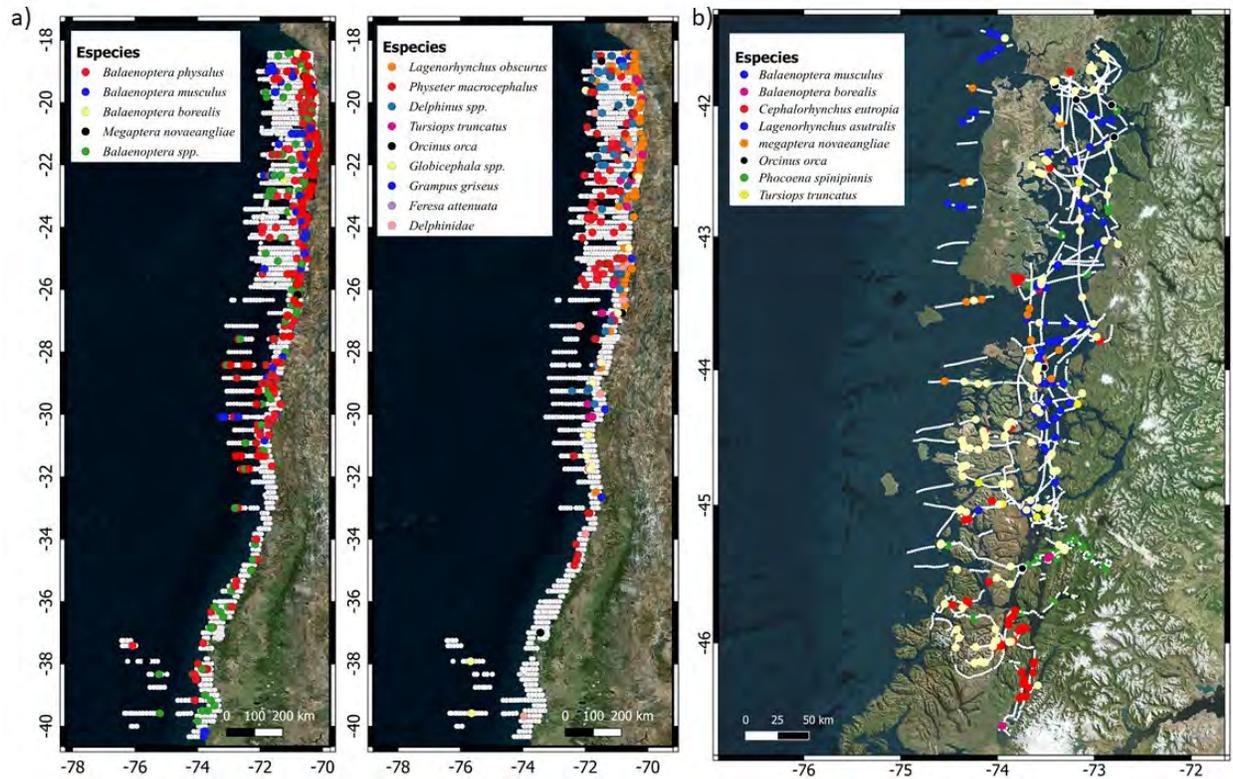


Figura 64. Base de datos disponible de avistamientos de cetáceos realizados de forma sistemática y utilizando técnicas de muestreo a distancia en Chile. a) Las prospecciones en la corriente de Humboldt fueron realizadas durante 2017-2020 (datos de IFOP, izquierda especies de misticetos y derecha odontocetos). b) Las prospecciones en la nor-Patagonia fueron realizadas durante 2009, 2012, 2014, 2016-2019 (datos CBA/UACH). Todas las prospecciones fueron realizadas durante los meses de verano, otoño y primavera.

Caso de estudio 1 (Figura 65): El caso de estudio 1 involucra a los estratos 1 y 2, y busca evaluar el rendimiento de distintos diseños de muestreo para una especie hipotética, primordialmente nerítica. Esta especie hipotética está inspirada en el caso de la ballena fin. La motivación para utilizar esta especie como caso de estudio se debe a su mayor abundancia y estado de conocimiento, el cual permite generar simulaciones razonablemente realistas, sin embargo, este caso es potencialmente aplicable a otras especies. Para la simulación de esta población se utilizó la profundidad, estableciendo una correlación positiva con esta variable, lo que redundaría en una distribución sesgada hacia el ambiente nerítico, pero con presencia también en el ambiente oceánico.

Caso de estudio 2 (Figura 66): El caso de estudio 2 involucra a los estratos 1 y 2, y busca evaluar el rendimiento de distintos diseños de muestreo para una especie hipotética, primordialmente pelágica. Esta especie hipotética está inspirada en el caso del cachalote. La motivación para utilizar esta especie como caso de estudio se debe a su mayor abundancia y estado de conocimiento, el cual permite generar

simulaciones razonablemente realistas, sin embargo, este caso es potencialmente aplicable a otras especies. Para la simulación de esta población se utilizó la profundidad, estableciendo una correlación negativa con esta variable, lo que redundaría en una distribución sesgada hacia el ambiente oceánico, pero con presencia también en el ambiente nerítico.

Caso de estudio 3 (Figura 67): El caso de estudio 3 involucra a los estratos 1 y 2, y busca evaluar el rendimiento de distintos diseños de muestreo para una especie hipotética, primordialmente concentrada en el norte del área de estudio. Esta especie hipotética está inspirada en el caso de los delfines comunes. La motivación para utilizar esta especie como caso de estudio se debe a su mayor abundancia y estado de conocimiento, el cual permite generar simulaciones razonablemente realistas, sin embargo, este caso es potencialmente aplicable a otras especies. Para la simulación de esta población se utilizó la temperatura superficial del mar, estableciendo una correlación positiva con esta variable, lo que redundaría en una distribución sesgada hacia el norte, pero con presencia también en el resto del área de estudio.

Para estos tres casos de estudio, los diseños implementados se dividen en dos grupos. El primer grupo considera un muestreo total del área de estudio y el segundo establece un límite sur en los 48°S. Este límite obedece a los patrones ecológicos conocidos de algunas especies (*e.g.* ballena azul, ballena fin, delfín común, oscuro, entre otros) que lo hacen pertinente, la importancia sugerida del golfo de Penas para algunas especies (*e.g.* cachalote, ballenas sei y franca) y las condiciones atmosféricas imperantes durante todo el año al sur de este límite. Este último factor podría hacer que prospecciones basadas en transectos lineales no fueran aplicables al sur de este límite. Para cada uno de estos dos grupos se evaluaron tres tipos de diseño variando la cantidad de transectos en los estratos 1 y 2, los cuales son resumidos en la Tabla 5.

Tabla 5. Resumen de las métricas que describen los distintos diseños de muestreo evaluados para los casos de estudio 1, 2 y 3. Las distancias totales recorridas por estrato incluyen los pasos entre transectos. Las horas necesarias para recorrer las distancias indicadas se calcularon utilizando una velocidad crucero de 8 nudos (~15 km/h). Los días necesarios para realizar las prospecciones se calcularon asumiendo 10 horas de trabajo diario. Los valores de cada prospección expresadas en dólares estadounidenses consideran las tarifas correspondientes al Abate Molina para particulares (valor externo) y para investigadores del IFOP (valor IFOP).

<i>Diseños</i>	<i>Diseño 1</i>	<i>Diseño 2</i>	<i>Diseño 3</i>	<i>Diseño 4</i>	<i>Diseño 5</i>	<i>Diseño 6</i>
<i>Cobertura</i>	<i>Total</i>	<i>Total</i>	<i>Total</i>	18-48°S	18-48°S	18-48°S
<i>Número de transectos en estrato 1</i>	39	16	16	27	11	11
<i>Número de transectos en estrato 2</i>	111	111	56	86	86	43
<i>Distancia recorrida estrato 1 (km)</i>	15.632	8.080	8.080	9.795	4.965	4.965
<i>Distancia recorrida estrato 2 (km)</i>	12.427	12.427	8.485	9.624	9.624	6.370
<i>Distancia recorrida total (km)</i>	28.059	20.507	16.565	19.419	14.589	11.335
<i>Horas necesarias</i>	1871	1367	1104	1295	973	756
<i>Días necesarios</i>	187	137	110	129	97	76
<i>Valor Abate Molina externo (USD)</i>	3.180.020	2.324.127	1.877.367	2.200.820	1.653.420	1.284.633
<i>Valor Abate Molina IFOP (USD)</i>	841.770	615.210	496.950	582.570	437.670	340.050
<i>Honorarios observadores (USD)</i>	18.706	13.671	11.043	12.946	9.726	7.557
<i>Con número mínimo de 2 observadores (USD)</i>	37.412	27.343	22.087	25.892	19.452	15.113
<i>Con número óptimo de 5 observadores (USD)</i>	93.530	68.357	55.217	64.730	48.630	37.783
<i>Total 2 observadores</i>	879.182	642.553	519.037	608.462	457.122	355.163
<i>Total 5 observadores</i>	935.300	683.567	552.167	647.300	486.300	377.833

Tabla 6. Desempeño de los distintos diseños de muestreo para el caso de estudio 1 sobre una especie con distribución sesgada hacia la costa. Se proveen la media, desviación estándar (SD), coeficiente de variación (CV), mediana e intervalo de credibilidad (Q2,5%-Q97,5%) para las estimaciones de abundancia. En base a las distribuciones posteriores de las estimaciones se calculó la proporción de valores sobre el valor real, el cual debería ser igual a 0,5 para una estimación perfectamente centrada alrededor del valor real. La proporción entre el valor de abundancia real y la mediana de la estimación provee un indicador de la magnitud de sobre o subestimación (Sesgo), la cual se expresa en diferencia porcentual en la última columna. Valores negativos indican porcentaje de subestimación y valores positivos porcentaje de sobreestimación.

Diseños	Cobertura	Media	SD	CV	Q2,5%	Mediana	Q97,5%	Proporción valores sobre valor real	Proporción valor real/ mediana estimación	Sesgo
Diseño 1	Total	2.574	248	0,09	2.124	2.565	3.090	0,45	1,01	-1%
Diseño 2	Total	2.706	310	0,11	2.136	2.694	3.366	0,63	0,96	4%
Diseño 3	Total	2.481	335	0,14	1.863	2.455	3.186	0,33	1,06	-6%
Diseño 4	18-48°S	2.390	285	0,12	1.888	2.378	2.983	0,22	1,09	-9%
Diseño 5	18-48°S	2.056	296	0,14	1.544	2.036	2.669	0,04	1,28	-28%
Diseño 6	18-48°S	2.269	334	0,15	1.693	2.242	2.983	0,16	1,16	-16%

Tabla 7. Desempeño de los distintos diseños de muestreo para el caso de estudio 2. Se proveen la media, desviación estándar (SD), coeficiente de variación (CV), mediana e intervalo de credibilidad (Q2,5%-Q97,5%) para las estimaciones de abundancia. En base a las distribuciones posteriores de las estimaciones se calculó la proporción de valores sobre el valor real, el cual debería 0,5 para una estimación perfectamente centrada alrededor del valor real. La proporción entre el valor de abundancia real y la mediana de la estimación provee un indicador de la magnitud de sobre o subestimación (Sesgo), la cual se expresa en diferencia porcentual en la última columna. Valores negativos indican porcentaje de subestimación y valores positivos porcentaje de sobreestimación.

Diseños	Cobertura	Media	SD	CV	Q2,5%	Mediana	Q97,5%	Proporción valores sobre valor real	Proporción valor real/ mediana estimación	Sesgo
Diseño 1	Total	4.318	432	0,10	3.445	4.292	5.053	0,01	1,26	-26%
Diseño 2	Total	5.151	683	0,13	3.907	5.136	6.554	0,33	1,06	-6%
Diseño 3	Total	5.332	712	0,13	4.029	5.311	6.819	0,43	1,02	-2%
Diseño 4	18-48°S	4.703	503	0,11	1.888	4.685	2.983	0,08	1,15	-15%
Diseño 5	18-48°S	5.110	816	0,16	3.664	5.051	6.836	0,33	1,07	-7%
Diseño 6	18-48°S	6.081	958	0,16	4.390	6.038	8.079	0,75	0,90	10%

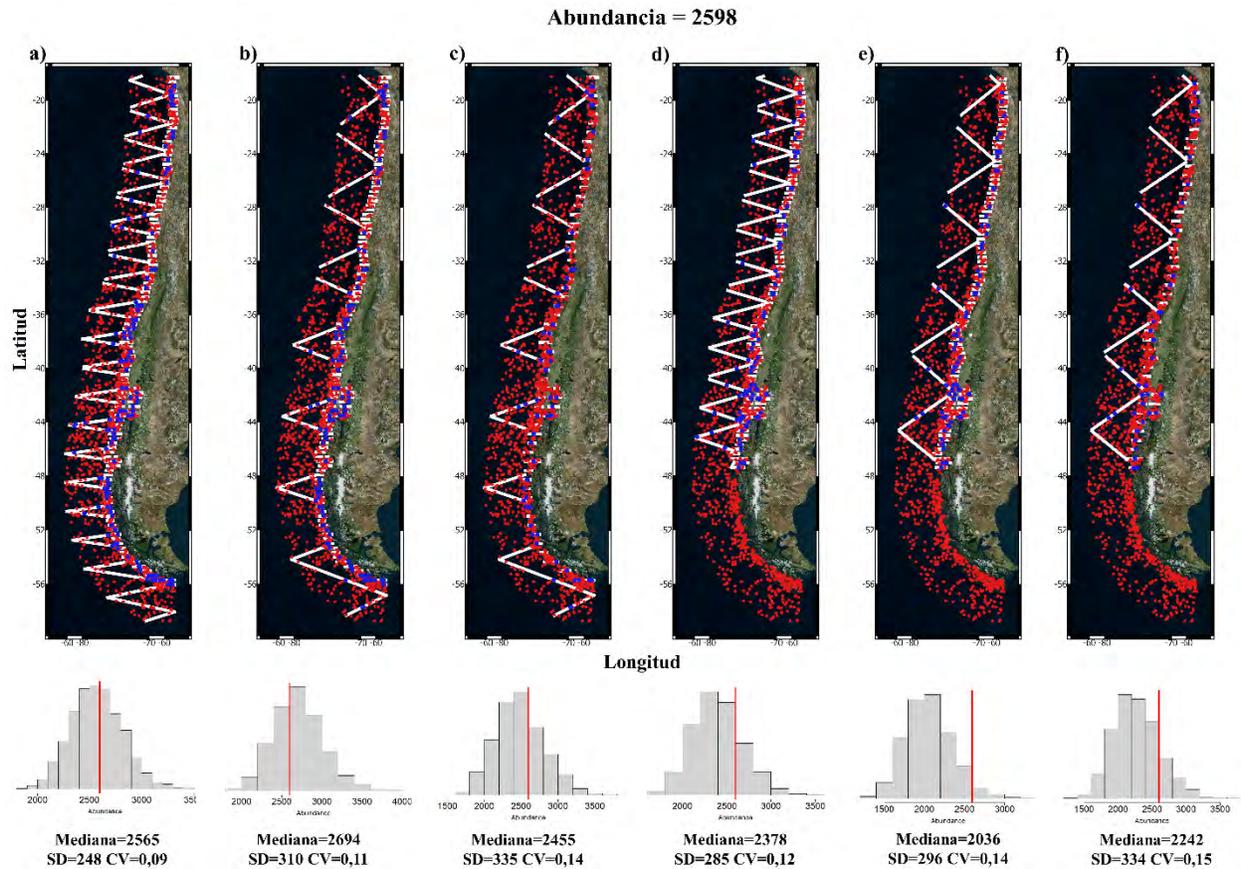


Figura 65. Resultados de los experimentos de simulación para el **caso de estudio 1** sobre una especie con distribución sesgada hacia la costa. Los puntos rojos indican la posición de individuos simulados y los puntos azules aquellos que fueron detectados durante la simulación de muestreo. Las líneas blancas indican los distintos diseños de muestreo evaluados para la estimación de abundancia, cuyo valor corresponde a 2598 individuos. Nótese que para este caso se combinan los datos de los estratos 1 y 2. Considerando las restricciones logísticas al sur del golfo de Penas se evaluó el rendimiento de los diseños de muestreo cubriendo toda el área de estudio (a-c) y excluyendo aguas al sur de este golfo (d-f). Los histogramas indican la distribución posterior de cada una de las estimaciones de abundancia por cada experimento. La línea roja sobre los histogramas indica el valor real de abundancia. Si esta línea roja se encuentra al centro del histograma el sesgo de la estimación es bajo y si esta se posiciona a la derecha o izquierda del centro del histograma estamos en presencia de subestimación y sobrestimación respectivamente. Bajo los histogramas se presentan la mediana, desviación estándar (SD) y coeficiente de variación (CV) para cada estimación. Valores mayores del coeficiente indican mayor incertidumbre en la estimación.

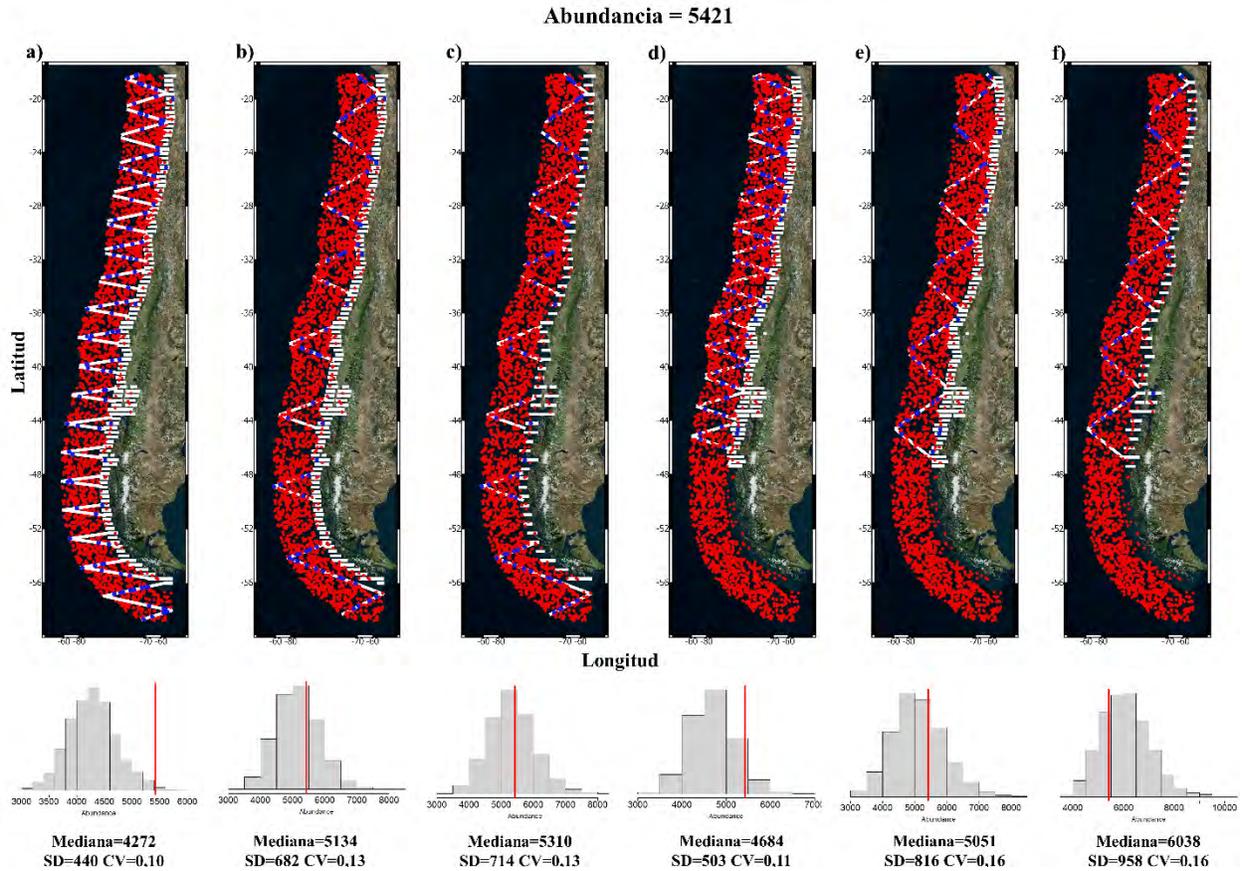


Figura 66. Resultados de los experimentos de simulación para el **caso de estudio 2** sobre una especie con distribución sesgada hacia el mar abierto. Los puntos rojos indican la posición de individuos simulados y los puntos azules aquellos que fueron detectados durante la simulación de muestreo. Las líneas blancas indican los distintos diseños de muestreo evaluados para la estimación de abundancia, cuyo valor corresponde a 5421 individuos. Nótese que para este caso se combinan los datos de los estratos 1 y 2. Considerando las restricciones logísticas al sur del golfo de Penas se evaluó el rendimiento de los diseños de muestreo cubriendo toda el área de estudio (a-c) y excluyendo aguas al sur de este golfo (d-f). Los histogramas indican la distribución posterior de cada una de las estimaciones de abundancia por cada experimento. La línea roja sobre los histogramas indica el valor real de abundancia. Si esta línea roja se encuentra al centro del histograma el sesgo de la estimación es bajo y si esta se posiciona a la derecha o izquierda del centro del histograma estamos en presencia de subestimación y sobrestimación respectivamente. Bajo los histogramas se presentan la mediana, desviación estándar (SD) y coeficiente de variación (CV) para cada estimación. Valores mayores del coeficiente indican mayor incertidumbre en la estimación.

Abundancia = 5664

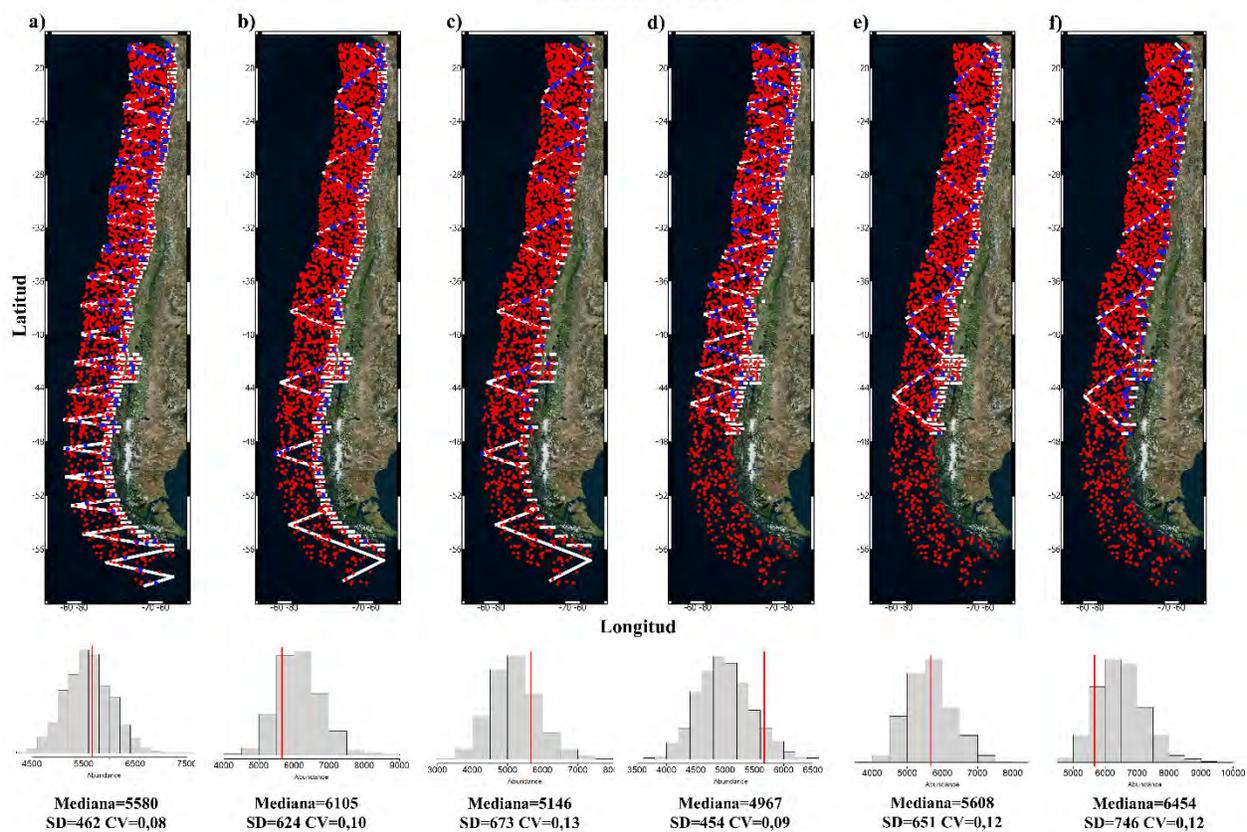


Figura 67. Resultados de los experimentos de simulación para el **caso de estudio 3** sobre una especie con distribución sesgada hacia el norte. Los puntos rojos indican la posición de individuos simulados y los puntos azules aquellos que fueron detectados durante la simulación de muestreo. Las líneas blancas indican los distintos diseños de muestreo evaluados para la estimación de abundancia, cuyo valor corresponde a 5421 individuos. Nótese que para este caso se combinan los datos de los estratos 1 y 2. Considerando las restricciones logísticas al sur del golfo de Penas se evaluó el rendimiento de los diseños de muestreo cubriendo toda el área de estudio (a-c) y excluyendo aguas al sur de este golfo (d-f). Los histogramas indican la distribución posterior de cada una de las estimaciones de abundancia por cada experimento. La línea roja sobre los histogramas indica el valor real de abundancia. Si esta línea roja se encuentra al centro del histograma el sesgo de la estimación es bajo y si esta se posiciona a la derecha o izquierda del centro del histograma estamos en presencia de subestimación y sobrestimación respectivamente. Bajo los histogramas se presentan la mediana, desviación estándar (SD) y coeficiente de variación (CV) para cada estimación. Valores mayores del coeficiente indican mayor incertidumbre en la estimación.

Tabla 8. Desempeño de los distintos diseños de muestreo para el caso de estudio 3. Se proveen la media, desviación estándar (SD), coeficiente de variación (CV), mediana e intervalo de credibilidad (Q2,5%-Q97,5%) para las estimaciones de abundancia. En base a las distribuciones posteriores de las estimaciones se calculó la proporción de valores sobre el valor real, el cual debería 0,5 para una estimación perfectamente centrada alrededor del valor real. La proporción entre el valor de abundancia real y la mediana de la estimación provee un indicador de la magnitud de sobre o subestimación (Sesgo), la cual se expresa en diferencia porcentual en la última columna. Valores negativos indican porcentaje de subestimación y valores positivos porcentaje de sobreestimación.

Diseños	Cobertura	Media	SD	CV	Q2,5%	Mediana	Q97,5%	Proporción valores sobre valor real	Proporción valor real/ mediana estimación	Sesgo
Diseño 1	Total	5.591	462	0,08	4.729	5.580	6.522	0,42	1,02	-2%
Diseño 2	Total	6.148	624	0,10	5.035	6.105	7.459	0,79	0,93	7%
Diseño 3	Total	5.185	673	0,13	3.971	5.146	6.655	0,22	1,10	-10%
Diseño 4	18-48°S	4.993	454	0,09	4.155	4.967	5.914	0,08	1,14	-14%
Diseño 5	18-48°S	5.638	651	0,12	4.498	5.608	6.996	0,46	1,01	-1%
Diseño 6	18-48°S	6.494	746	0,12	5.153	6.454	8.018	0,87	0,88	12%

En función de los resultados emanados de las simulaciones podemos observar que en todos los casos los diseños permitieron contar con estimaciones de abundancia cuyos intervalos de credibilidad incluyeron el valor real. El sesgo con respecto a la media de estas estimaciones tendió principalmente a subestimar los valores reales de abundancia, fluctuando entre el 1% y el 28% de subestimación. En menor medida algunos diseños tendieron a sobreestimar la abundancia fluctuando entre el 4% y el 12% de sobreestimación. La incertidumbre (precisión) asociada a estas estimaciones fluctuó en términos del coeficiente de variación entre el 1% y el 16%.

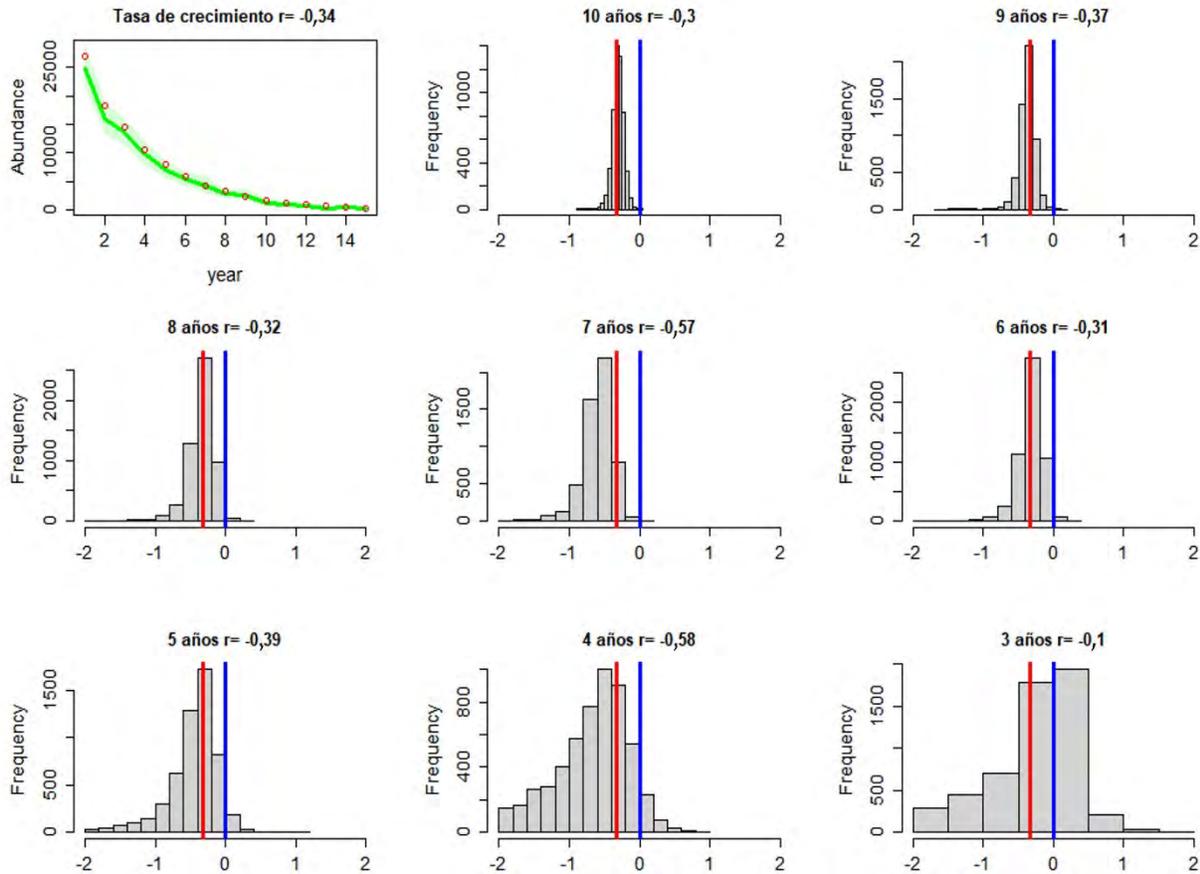


Figura 68. Resultados de los experimentos de simulación para el **caso de estudio 1** sobre la tendencia poblacional de una especie con distribución sesgada hacia la costa. El experimento considera que los datos son colectados bajo el diseño de muestreo 6. El objetivo de esta simulación era evaluar la cantidad de años de muestreo necesarios para poder estimar la tasa de crecimiento que en este caso corresponde a $r = -0,3$ (población en disminución). El panel superior izquierdo muestra la mediana de las estimaciones de abundancia (línea gruesa verde) y sus intervalos de credibilidad (sombra verde). Los puntos rojos indican los valores reales (simulados) de abundancia. La simulación se realizó para un periodo de 15 años y se seleccionaron sucesivamente desde 10 hasta 3 años contando desde el año 15 hacia atrás para estimar r . Los distintos histogramas muestran la distribución posterior de r utilizando un subconjunto de los datos. Estas distribuciones posteriores fueron construidas unificando las distribuciones posteriores de la estimación de r en base a la mediana y los límites de los intervalos de credibilidad de cada estimación puntual de abundancia. Las líneas verticales rojas indican el valor real de r y las líneas azules el cero. Como se desprende de los gráficos a partir de los 8 años de estudio en adelante es posible estimar con sesgo y precisión aceptables la tasa de crecimiento.

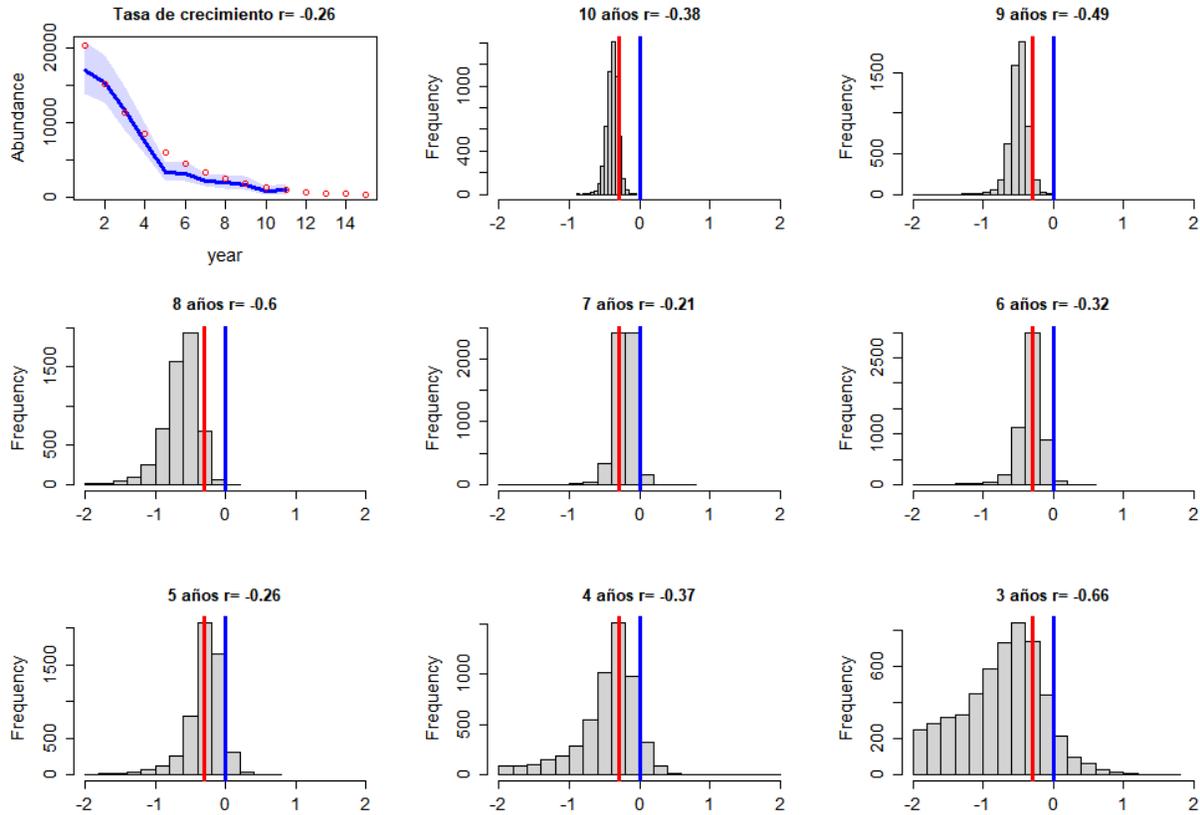


Figura 69. Resultados de los experimentos de simulación para el **caso de estudio 2** sobre la tendencia poblacional de una especie con distribución sesgada hacia el mar abierto. El experimento considera que los datos son colectados bajo el diseño de muestreo 6. El objetivo de esta simulación era evaluar la cantidad de años de muestreo necesarios para poder estimar la tasa de crecimiento que en este caso corresponde a $r = -0,3$ (población en disminución). El panel superior izquierdo muestra la mediana de las estimaciones de abundancia (línea gruesa azul) y sus intervalos de credibilidad (sombra azul). Los puntos rojos indican los valores reales (simulados) de abundancia. Los modelos no pudieron ajustarse después del año 11 debido a que no se registraron avistamientos. La simulación se realizó para un periodo de 15 años y se seleccionaron sucesivamente desde 10 a 3 años contando desde el año 11 hacia atrás para estimar r . Los distintos histogramas muestran la distribución posterior de r utilizando un subconjunto de los datos. Estas distribuciones posteriores fueron construidas unificando las distribuciones posteriores de la estimación de r en base a la mediana y los límites de los intervalos de credibilidad de cada estimación puntual de abundancia. Las líneas verticales rojas indican el valor real de r y las líneas azules el cero. Como se desprende de los gráficos a partir de los 10 años de estudio en adelante es posible estimar con sesgo y precisión aceptables la tasa de crecimiento.

Tabla 9. Valores reales de abundancia de las poblaciones simuladas correspondientes a los casos de estudio 1 y 2 durante 15 años con una tasa de crecimiento de -0,3. Se provee de la mediana, el intervalo de credibilidad y coeficiente de variación para las estimaciones de abundancia utilizando el diseño de muestreo 6. La proporción entre el valor de abundancia real (*N real*) y la mediana de la estimación provee un indicador de la magnitud de sobre o subestimación (*Sesgo*), la cual se expresa en diferencia porcentual en la última columna. Valores negativos indican porcentaje de subestimación y valores positivos porcentaje de sobreestimación.

<i>Caso de estudio 1</i>						
<i>Año</i>	<i>N real</i>	<i>Q2,5%</i>	<i>Q50%</i>	<i>Q97,5%</i>	<i>CV</i>	<i>Sesgo</i>
1	26.933	21.420	24.883	28.648	0,08	-8
2	18.319	13.386	15.981	19.058	0,09	-15
3	14.549	11.429	13.601	15.976	0,09	-7
4	10.689	8.024	9.818	11.931	0,10	-9
5	7.936	5.756	7.066	8.799	0,11	-12
6	5.899	4.207	5.421	6.860	0,13	-9
7	4.294	3.209	4.365	5.851	0,15	2
8	3.259	2.160	2.843	3.686	0,14	-15
9	2.396	1.938	2.741	3.800	0,17	13
10	1.711	843	1.329	2.125	0,24	-29
11	1.290	670	1.059	1.670	0,24	-22
12	919	475	834	1.420	0,27	-10
13	729	189	364	664	0,32	-100
14	528	297	530	917	0,29	0
15	404	188	415	892	0,40	3
<i>Caso de estudio 2</i>						
<i>Año</i>	<i>N real</i>	<i>q2,5</i>	<i>q50</i>	<i>q97,5</i>	<i>CV</i>	<i>Sesgo</i>
1	20.414	13.919	17.125	20.851	0,10	-19
2	15.193	12.672	15.458	19.064	0,10	2
3	11.414	9.050	11.699	14.821	0,13	2
4	8.510	5.825	7.544	10.097	0,14	-13
5	6.059	2.096	3.250	4.703	0,20	-86
6	4.477	2.146	3.195	4.772	0,21	-40
7	3.272	1.433	2.165	3.141	0,20	-51
8	2.533	1.181	1.923	3.003	0,24	-32

9	1.857	995	1.677	2.816	0,26	-11
10	1.360	385	795	1.490	0,34	-71
11	1.062	480	978	1.888	0,36	-9
12	694	NA	NA	NA	NA	NA
13	543	NA	NA	NA	NA	NA
14	424	NA	NA	NA	NA	NA
15	304	NA	NA	NA	NA	NA

Los resultados de las simulaciones de tendencia poblacional (Figuras 68 y 69) permiten evidenciar que se requiere entre 8 y 10 años para poder estimar la tasa de crecimiento con precisión y sesgo apropiado. Para el caso de estudio 1 podemos ver que utilizando menos de 8 años de datos las estimaciones de la tasa de crecimiento aumenta su sesgo (sobre o subestima considerablemente el valor real) o su incertidumbre asociada (Tabla 9). Si bien algunas estimaciones realizadas usando menos de 8 años pueden presentar una mediana muy cercana al valor real del parámetro estas empiezan a incorporar el cero dentro de sus distribuciones posteriores (Figura 68, Tabla 9). Esto implica, en este caso, que según las estimaciones la probabilidad de que la población no esté experimentando ningún cambio aumenta considerablemente. Para el caso de estudio 2 si bien los resultados indican un patrón similar al caso de estudio 1, la mayor diferencia radica en que después de 11 años de monitoreo con una población experimentando un crecimiento negativo, los muestreos no son capaces de estimar la abundancia de la especie. Esto es algo esperable entendiendo que las prospecciones oceánicas cubren un área menor proporcionalmente al tamaño del estrato. Además, es posible apreciar que en general la precisión y sesgo de las estimaciones nunca logran los valores del caso de estudio 1.

Con el doble fin de evaluar el rendimiento de las estimaciones de abundancia bajo un muestreo del diseño 6 con menores tamaños poblacionales y estimar el número de años necesarios para poder estimar la tasa de crecimiento de las poblaciones, se generó un nuevo set de experimentos. Esta vez utilizando los casos de estudio 1 y 2, especies con distribución costera y oceánica respectivamente. Los resultados de estos experimentos coinciden con evaluaciones similares realizadas en otros estudios dando cuenta de que se requieren alrededor de 10 años de monitoreo para estimar fehacientemente las tasas de crecimiento. En otras palabras, se requieren alrededor de 10 prospecciones completas del área de estudio, separadas por 1 año para saber si las poblaciones estudiadas están fluctuando o no. De estos experimentos también se desprende que poblaciones pequeñas (menos de 1000 grupos) presentan una incertidumbre mayor

asociada a sus estimaciones de abundancia que redundan en una mayor cantidad de años para poder detectar sus tendencias. Esto es particularmente grave en el caso de especies oceánicas donde en general prospecciones adecuadas ocurren con menor frecuencia y con menor cobertura relativa al área total de muestreo. Cabe mencionar además que la tasa de crecimiento utilizada en estas simulaciones ($r=-0.3$) fue particularmente elevada, generando drásticas reducciones del tamaño poblacional dentro de los 15 años de simulación por lo que reducciones poblacionales más sutiles podrían requerir de un mayor número de años de seguimiento.

Estas simulaciones son útiles para delinear las opciones que consideren precisión, sesgo y factibilidad de desarrollar un programa de investigación permanente y de calidad que permita establecer abundancias y tendencias poblacionales de especies de cetáceos de Chile. Estos insumos fueron utilizados en el taller de expertos con el objeto de acordar estándares y opciones (Anexo 2).

4.3.3. Propuesta de diseño de muestreo para la estimación de la abundancia poblacional de cetáceos en Chile

En base a los antecedentes recabados en este trabajo y otros realizados con anterioridad, así como los experimentos de simulación realizados, se considera que el diseño de muestreo para la estimación de abundancia poblacional de cetáceos en Chile debiera tener las siguientes características (ver Figura 70):

- i) **Estratos 1 y 2:** Considerando todos los resultados de las simulaciones podemos concluir que para el caso de los estratos 1 y 2, el diseño 6 representa el diseño con menor costo, un buen equilibrio de la incertidumbre y sesgos entre las diversas especies a estudiar. Además, este diseño implica una buena complementariedad con los esfuerzos que lleva realizando IFOP desde 2016. Actualmente, lo que corresponde al estrato 2 (hasta 50 km de la costa) ha sido rutinariamente prospectado por el programa antes mencionado, con un límite sur en la región de Los Ríos. En términos concretos este diseño implica incorporar las aguas de la Patagonia norte al diseño ya establecido por IFOP y ajustar la ventana temporal de estas para que se restrinjan a los meses de verano y principios de otoño. Esto principalmente debido a los patrones migratorios de algunos misticetos.

El B.I. “Abate Molina”, utilizado en el programa de monitoreo de IFOP presenta adecuadas características y condiciones para la realización de trabajos de investigación dentro de los estratos 1 y 2, incluyendo además de los estudios de cetáceos menores y mayores, prospecciones hidro acústicas y oceanográficas, entre otros. Debido a que esta embarcación administrada por IFOP se encuentra destinada prácticamente año corrido a los trabajos que desarrolla esa institución la complementariedad de esfuerzos que significa unificar el componente de observadores de cetáceos con los otros trabajos realizados permitiría abaratar los costos al tiempo que se colectan datos complementarios muy útiles para la estimación de los patrones de distribución y abundancia de cetáceos. Uno de los mayores desafíos que se derivan de este diseño se centra en el estrato 1, de aguas oceánicas. Si bien los cruceros de IFOP rutinariamente cubren este estrato en la zona norte del país, el límite oeste de estos cruceros nunca llega a las 200 mn y tampoco sigue un diseño de zigzag idóneo para maximizar la cobertura y minimizar los días de trabajo. Una solución a este problema podría ser el destinar el B.I. “Abate Molina” exclusivamente a la realización de los transectos propuestos para el estrato 1. La tabla 10 resume los costos de prospectar los estratos 1 y 2 bajo el diseño propuesto considerando que el buque tendría dedicación exclusiva de este proyecto.

Tabla 10: Costos de prospectar los estratos 1 y 2 utilizando el Abate Molina con dedicación exclusiva al proyecto.

Diseño propuesto estratos 1 y 2	
Ítem	costo (USD)
Barco por 76 días prospección	340.050
Días contingencia x 10	45.000
Honorarios Observadores x 5	13.225
Honorarios Observadores días contingencia x 10	1.750
Total	400.025

- ii) Una variante de este diseño podría implicar cubrir las aguas interiores del mar de Chiloé y canal Moraleda con una embarcación menor utilizada previamente en las prospecciones realizadas por el CBA/UACH (tipo L/M Noctiluca en inserto a la derecha). Esto permitiría, por un lado, abaratar costos utilizando una embarcación con la que se cuenta con datos previos (*i.e.*

facilidades para ajustar las curvas de detección) y por otro, utilizar la misma para trasladar al equipo que realizará prospecciones de pequeña escala en el estrato 3 hacia las zonas más aisladas de muestreo (e.g., Laguna San Rafael). Una desventaja de esta aproximación sería la pérdida de la información que las prospecciones a bordo del Abate Molina, u otro similar, realizan en términos de muestreo hidroacústico y oceanográfico.



- iii) Para el caso del estrecho de Magallanes, se considera el arriendo de la embarcación tipo MaryPaz II (inserto derecha) en la región de Magallanes, el valor de \$1.800.000 diario incluye traslado, alojamiento y alimentación. La autonomía de la embarcación es de 30 días.



La propuesta de etapificación considerada por este proyecto incluye tres fases:

- 1) Consolidación de los programas de investigación y monitoreo en curso, junto con la expansión del Estrato 3 (estudios de fina escala);
- 2) Ajustes e implementación de diseños de estudio y monitoreo de los distintos estratos en base a definición de escenarios (simulaciones), diseño y definición de modelo de gobernanza del proyecto; y
- 3) Implementación y ajustes del modelo de gobernanza, evaluación del programa de investigación según indicadores y verificadores.

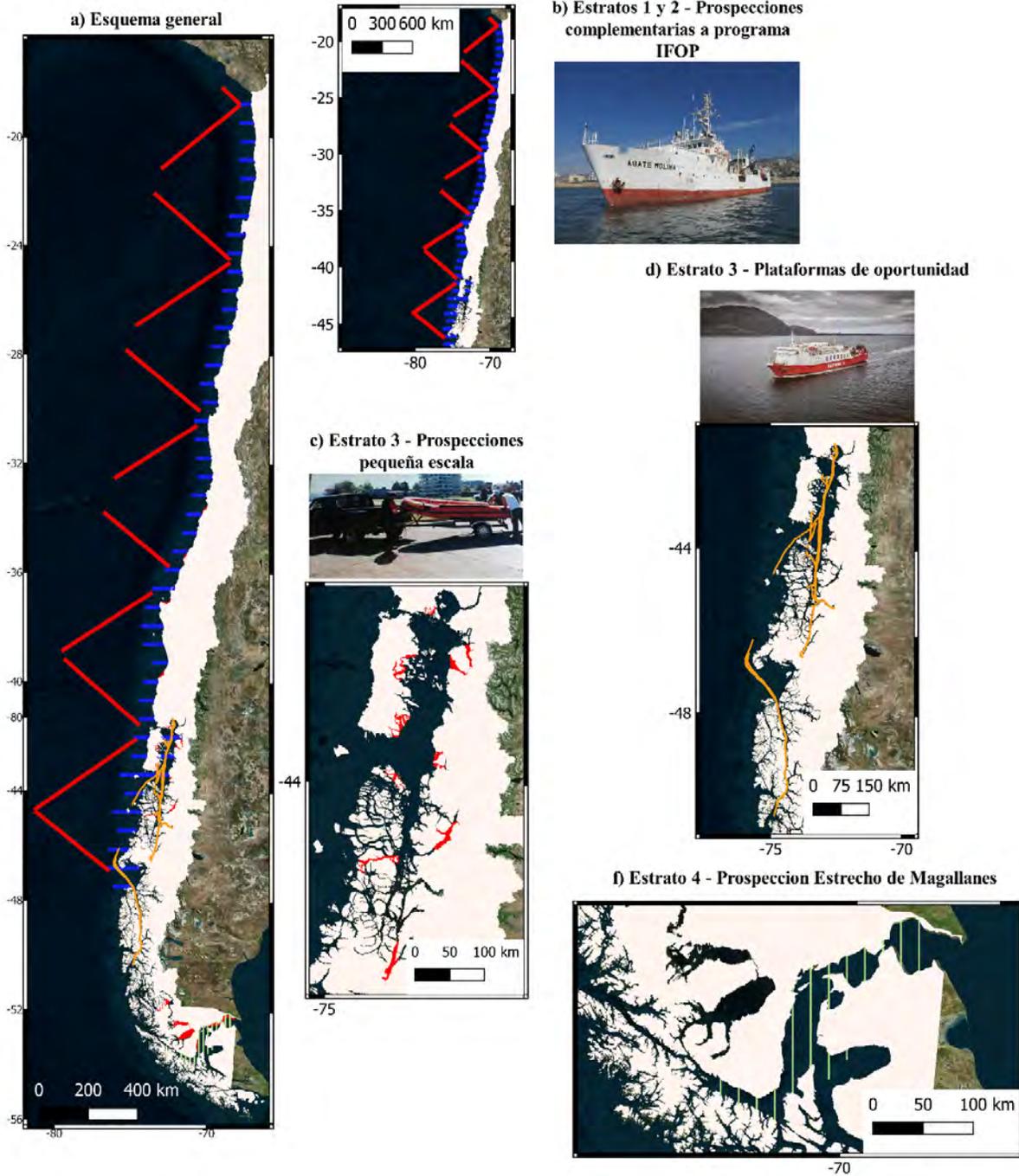


Figura 70. a) Esquema general del diseño de muestreo para determinar los patrones de distribución y abundancia de cetáceos en Chile. b) Los estratos 1 y 2 representan transectos complementarios a los realizados por el programa de IFOP utilizando métodos de muestreo a distancia. Estos transectos permitirán utilizar datos ya recolectados para mejorar las estimaciones y mejorar los esfuerzos realizados por dicho programa. c) Prospecciones de pequeña escala a bordo de embarcaciones menores tipo zodiac serán utilizadas usando métodos de transecto lineal y captura-recaptura, particularmente enfocados en delfines chilenos y australes, así como secundariamente, marsopas espinosas y toninas overa. d) Diversas plataformas de oportunidad como ferrys y embarcaciones de la armada podrán ser utilizadas para recabar datos en los canales y fiordos de la Patagonia. Dichos datos podrán ser combinados con los datos emanados de los estratos 1, 2 y 4 para mejorar las estimaciones de abundancia, así como un medio de bajo costo para recabar información necesaria para definir futuros estratos.

1) Etapa 1 (primeros 2 años)

Esta etapa comprende los dos primeros años de proyecto y tiene como objetivo el consolidar los programas de investigación y monitoreo que se realizan actualmente, el acortamiento de algunas brechas que permitan la consolidación de un programa de monitoreo en el tiempo y la articulación de distintos actores e instituciones que permitan proyectar los siguientes pasos del programa. En particular en esta etapa se espera consolidar y fortalecer el programa de monitoreo de IFOP que incluye parte de los estratos 1 y 2, con énfasis en la expansión del área de estudio que hoy se monitorea para incluir las aguas costeras de la Patagonia Norte hasta los 48°S (Golfo de Penas). Para esto se considera fundamental el fortalecimiento del equipo humano considerando la conformación de un equipo estable de observadores científicos, su profesionalización y la generación de condiciones laborales adecuadas y estables (incluidas las mejoras salariales necesarias) que eviten la fuga de personal entrenado y con experiencia en el reconocimiento de especies. También se considera prioritaria la adquisición de una nueva embarcación para solventar las limitaciones de espacio en los cruceros que actualmente requiere de mayor cantidad de personal, entendiendo el carácter multidisciplinario de su propósito. Finalmente, tanto para los cruceros que actualmente implementa IFOP, así como aquellos que se realicen en otras zonas, se debe mejorar y consolidar los métodos de colecta de datos para su estandarización general dentro del programa.

Durante esta etapa se espera también promover la consolidación y expansión de programas de monitoreo de fina escala enfocados en pequeños cetáceos costeros (estrato 3). Esto implicará la continuidad del esfuerzo de muestreo en zonas que ya han sido prospectadas en el pasado, así como la incorporación de nuevas áreas identificadas como clave o importantes para cumplir los objetivos del proyecto. Las zonas definidas para este tipo de prospecciones se identifican en la Figura 63 y de norte a sur consideran Arica, Pisagua, Mejillones, el archipiélago de Humboldt, San Antonio, Constitución, Golfo de Arauco, Valdivia, Calbuco, Castro, Quellón, fiordos Comau y Reñihue, bahía Tic Toc, puerto Raúl Marín Balmaceda, Melinka, isla Kent, puerto Cisnes, laguna San Rafael - estero Elefantes, puerto Edén, puerto Natales, seno Otway-Skyring, San Gregorio y Punta Arenas. La periodicidad de los muestreos para estas zonas implica al menos dos prospecciones anuales, realizándose estas entre primavera y otoño para facilitar la complementariedad con estudios previos. Para evaluar la priorización de áreas para este estrato y su posible rectificación se propone una matriz de especies, lugares y mapa de actores que permita la toma de decisiones con respecto al desarrollo futuro del monitoreo. Lo anterior en base a evidencia científica emanada de los primeros años de estudio. Finalmente, durante la etapa 1 se identifica como nodos críticos para el avance del programa

la capacidad de generar formas de trabajo colaborativo y la estandarización de los métodos de colecta y almacenamiento de datos, dentro de un marco de acuerdos de colaboración entre las partes.

2) Etapa 2 (años 3 - 5)

Esta fase comprende los dos primeros años en términos de su planificación y tres años en su ejecución (desde el tercer año de iniciado el proyecto) y tiene como objetivo la implementación de los estratos 1 (aguas oceánicas), 4 (Magallanes), las prospecciones realizadas en plataformas de oportunidad (ferries), así como el ajuste de los estratos en ejecución durante la etapa anterior.

Para la implementación del estrato 1 se considerarán los ejercicios de simulaciones realizados al alero de este proyecto, así como los convenios y consolidación de presupuestos. Para el estrato 1, dado su alto costo y complejidad de ejecución, principalmente al sur del 48°S, se propone su realización para toda el área de estudio entre dos y tres veces durante las temporadas de verano y otoño. En base a la experiencia generada durante la implementación de estas prospecciones se procederá a evaluar y posiblemente rectificar la manera en cómo se cubrirán estas zonas/especies en el futuro. Para la implementación del estrato 4 se considera la prospección del estrecho de Magallanes, el canal Beagle y el Cabo de Hornos, utilizando transectos lineales y acoplando esfuerzo focalizado de foto identificación en la zona de Carlos III para el caso específico de las ballenas jorobadas. Para la implementación de las prospecciones en base a plataformas de oportunidad, principalmente en la Patagonia chilena, se considera incorporar a las navieras Navimag, Naviera Austral y Austral Broom que abarcan los canales australes desde Puerto Montt a Puerto Williams, sin desmedro que se pueda contemplar también otras empresas turísticas, como por ejemplo aquellas que realizan rutas hacia el cabo de Hornos, así como a la Armada de Chile.

Finalmente, durante esta etapa se considera también la evaluación de la ejecución de los estratos 2 y 3, por lo que se podrá definir si es necesario incorporar o eliminar algunos cruceros o zonas de prospección de fina escala respectivamente.

3) Etapa 3 (año 5)

Esta etapa comprende la finalización del programa en su fase inicial. El principal objetivo en esta etapa es la evaluación del programa en su conjunto, posible rectificación y adaptación en base a verificadores e indicadores definidos, así como consolidar un modelo de gobernanza para el programa de monitoreo.

Dentro de los indicadores adecuados para la etapa de evaluación se considera, entre otros:

- Cobertura de poblaciones y áreas monitoreadas;
- Número de métodos de monitoreo implementados y estandarizados;
- Número de estimaciones de abundancia por población;
- Número de observadores científicos capacitados;
- Número de pesquerías con estimaciones de riesgo asociadas.

La gobernanza estará marcada por los problemas de toma de decisiones, representatividad territorial y coordinación. Una gobernanza debe propender a fomentar al diálogo, los acuerdos y la toma de decisiones compartidas entre los actores involucrados. Se considera que debería existir una coordinación nacional, pero también representación regional, que permita la descentralización y pertinencia territorial del programa. En cualquiera de los formatos que tome la gobernanza, se requiere de un/a coordinador/a general para vincularse, tanto con observadores científicos como con los diferentes actores y territorios del programa.

La gobernanza además debe hacerse cargo de establecer protocolos para compartir datos, con reglas claras (*e.g.*, memorándum de entendimiento) entre las partes participantes. Sin perjuicio de lo anterior, se pueden explorar otras formas de cooperación e integración nacional.

Se proponen dos propuestas de gobernanza.

i. Proyecto ASIPA (Asesoría Integral para la toma de decisiones en Pesca y Acuicultura) con financiamiento directo al IFOP: Se considera que una forma simple de ordenar el programa es por medio del financiamiento directo a IFOP mediante un nuevo ASIPA, que permita la implementación del programa y sus etapas. Debido a que el programa considera actividades que abarcan elementos más allá de las capacidades y competencias del IFOP, se propone que el convenio de los fondos ASIPA integre aspectos de la gobernanza, como la toma de decisiones compartidas entre IFOP y GTMM como consejo asesor y organismo incidente y deliberante. En este caso, se propone que expertos y expertas que no son parte actualmente del GTMM puedan integrarse para asegurar su participación. En definitiva, es una estrategia que utiliza dos plataformas ya existentes (IFOP y GTMM), ambas a cargo del programa. Esta se propone como estrategia inicial que permita poner en marcha el programa, sin desmedro a que pueda evaluarse su perfeccionamiento en el futuro.

ii. Creación de un consorcio: Se propone la creación de un consorcio que englobe distintos grupos de trabajo y se establezca una gobernanza específica que permita la participación y toma de decisiones por parte de todas las partes. Esto permitiría no concentrar las decisiones y fondos en una sola entidad. Esta forma se podría efectivizar a través de Subpesca como ente coordinador.

En términos generales, las Tablas 11 y 12 proponen y desglosan presupuestos tentativos a considerar en la elaboración una propuesta de financiamiento a lograr. Los costos pueden variar, pero consideramos estos montos son los mínimos por cubrir para desarrollar un programa acorde con los objetivos planteados.

Tabla 11: Costos desglosados de la Componente Humana y Costos Operativos del Estrato 3 para financiar el programa quinquenal de estimación de abundancia de cetáceos en Chile en pesos chilenos.

COMPONENTE HUMANA				
Observadores/as Científicos/as				
	Sueldo mensual	N° OCs	Meses activos	Sub-Total
E1 y E2	1.500.000	3	10	45.000.000
E3	1.500.000	8	1	12.000.000
E4	1.500.000	3	4	18.000.000
TOTAL				75.000.000
Coordinadores/as zonales				
Zona Norte	450.000	1	6	2.700.000
Zona Centro	450.000	1	6	2.700.000
Zona Sur	450.000	1	6	2.700.000
Zona Austral	450.000	1	6	2.700.000
Coordinador/a general	450.000	1	6	2.700.000
TOTAL				13.500.000
Analistas				
	Sueldo mensual	N° Analistas	Meses activos	Sub-Total
Muestreo a distancia	2.000.000	2	6	24.000.000
Captura recaptura	2.000.000	1	6	12.000.000
TOTAL				36.000.000
TOTAL GLOBAL				124.500.000

COSTOS OPERATIVOS ESTRATO 3					
	Norte	Centro - Sur	Patagonia Norte	Patagonia Sur	TOTAL
Costos operativos					
Combustible vehículo y embarcación menor	840.000	840.000	2.730.000	1.015.000	5.425.000
Arriendo embarcación	3.000.000	3.000.000	25.350.000	3.450.000	34.800.000
Viajes. hospedaje y alimentación	1.700.000	2.350.000	8.045.000	3.815.000	15.910.000
Equipos	800.000	800.000	1.200.000	600.000	3.400.000
TOTAL costos operativos		6.990.000	37.325.000	8.880.000	59.535.000

Tabla 12: Costos totales del programa quinquenal de estimación de abundancia de cetáceos en Chile en pesos chilenos.

COSTOS TOTALES

		Año	Escenario 1	Escenario 2
Expansión IFOP 48°S	684.000.000	Año 1	850.035.000	850.035.000
Ejecución E3	59.535.000			
Equipo humano	106.500.000			
Expansión IFOP 48°S	684.000.000	Año 2	850.035.000	850.035.000
Ejecución E3	59.535.000			
Equipo humano	106.500.000			
Expansión IFOP 48°S	684.000.000	Año 3	1.126.728	1.047.815
Ejecución E3	59.535.000			
Equipo humano	124.500.000			
Ejecución E1 v1	204.693.333			
Ejecución E1 v2	125.780.000			
Ejecución E4	54.000.000			
Expansión IFOP 48°S	684.000.000	Año 4	1.126.728	1.047.815
Ejecución E3	59.535.000			
Equipo humano	124.500.000			
Ejecución E1 v1	204.693.333			
Ejecución E1 v2	125.780.000			
Ejecución E4	54.000.000.00			
Expansión IFOP 48°S	684.000.000	Año 5	1.126.728	1.047.815.000
Ejecución E3	59.535.000			
Equipo humano	124.500.000			
Ejecución E1 v1	204.693.333			
Ejecución E1 v2	125.780.000			
Ejecución E4	54.000.000			
TOTAL			5.080.255	4.843.515

5) CONCLUSIONES

A continuación, se presentan las conclusiones generales según cada objetivo específico (OE).

OE1. Realizar una revisión de estado del conocimiento respecto de la distribución y abundancia de los mamíferos marinos presentes en Chile.

Se conformó satisfactoriamente la más completa base de datos unificada para los cetáceos de Chile, incluyendo 6.451 registros abarcando desde 1823 a 2022. Esta base de datos cuenta con la fecha más detallada disponible, la especie al nivel taxonómico menor posible, la fuente y curador/institución responsable de los datos, la referencia bibliográfica cuando corresponde, las coordenadas geográficas del registro y el número de animales implicado en cada avistamiento. Con el fin de hacer más simple la inspección de esta base de datos, así como aportar a la difusión del proyecto, se han confeccionado mapas interactivos en formato HTML. Además, se desarrollaron fichas estructuradas que condensan la información disponible más actualizada para 17 especies de cetáceos en aguas chilenas, a saber: ballena azul, ballena fin, ballena sei, ballena jorobada, ballena franca austral, cachalote, calderones negros de aleta larga y aleta corta, delfines comunes de rostro largo y rostro corto, tursión, delfín oscuro, delfín austral, delfín liso del Sur, delfín chileno, tonina overa y marsopa espinosa.

En base a la revisión de metodologías para estimar abundancia se destaca por su aplicabilidad en Chile el muestreo a distancia mediante transectos lineales. Esta forma de estimar la abundancia ha sido expandida considerablemente durante las últimas décadas para acomodarse a escenarios más complejos. Al prospectar áreas de gran tamaño es esperable que las distintas especies de cetáceos concentren sus densidades en áreas radicalmente distintas; es decir, presenten patrones espaciales. Una forma simple de considerar las variaciones espacio-temporales en las densidades de las poblaciones se basa en la discretización del área de estudio en estratos con el fin de generar estimaciones de densidad distintas para cada estrato. Lo anterior asume cierto conocimiento previo sobre la distribución de los animales donde se espera que las densidades sean bastante distintas. Afortunadamente también, los métodos han sido refinados y aplicados a zonas geográficas complejas que incluyen fiordos, canales y golfos y en donde las especies presentes, densidades y condiciones de observación varían considerablemente, lo que otorga buenas opciones para aplicar en Chile. Los modelos ajustados en un marco bayesiano permiten de forma natural acomodar las distintas partes del modelo y por ende lograr la propagación completa de la incertidumbre. El contar con distribuciones posteriores para cada parámetro además permite una forma

sencilla de obtener intervalos de credibilidad, entre otros cuantificadores de incertidumbre. De la misma manera, la mayor generalización de los modelos de captura-recaptura pueden ser englobados en los modelos de captura-recaptura espacialmente explícitos (MCRE) que son capaces de contemplar distintos niveles de variación tanto en el proceso de observación (muestreo) como en los procesos ecológicos objetivo. Los modelos jerárquicos (que pueden ser ajustados en un marco bayesiano o frecuentista) permiten acomodar no sólo los distintos componentes del modelo, sino que además diferentes niveles jerárquicos de variación. Una de las ventajas de utilizar tanto los métodos basados en captura-recaptura como los modelos de muestreo a distancia es que logísticamente estos pueden ser implementados simultáneamente dentro de una prospección. Esto ha permitido generar comparaciones que no solo permiten complementariedad, sino que en otras ocasiones discernir la aproximación más apropiada para el caso de estudio.

OE2. Determinar los patrones de distribución de las especies de cetáceos presentes en la zona de estudio, con énfasis en las especies que co-ocurren con la actividad pesquera y acuícola, y para los cuales se dispone de datos de captura incidental.

Los modelos de distribución de especies basados en muestreo a distancia para algunas especies arrojaron nuevos antecedentes que ayudan al diseño del programa de estimación de abundancia. Para la ballena azul indican que las zonas de alta productividad y la presencia de frente termales son adecuados proxis para identificar áreas de alimentación para la especie. La concentración de registros en estas áreas durante el verano y otoño también son congruentes con los registros acústicos disponibles para la especie. Para el caso de la ballena fin, la densidad de esta especie pudo ser correlacionada negativamente con la variación anual de la temperatura superficial del agua, los gradientes termales y la anomalía de la temperatura del agua. En general esto es reflejo de una preferencia por aguas modificadas por las surgencias costeras. La preferencia por zonas con alta pendiente podría vincularse a zonas de retención de partículas propiciadas por corrientes y batimetría. En el caso de ballena jorobada en la corriente de Humboldt, los modelos indicaron que la probabilidad de ocurrencia se correlaciona positivamente con la concentración de clorofila mensual para cada avistamiento, negativamente con la temperatura superficial y una mayor probabilidad de encuentro a valores bajos y altos (menor probabilidad en valores intermedios) del rotacional del esfuerzo del viento mensual a 10m sobre la superficie del mar (Figura 18). Todos estos resultados indican una preferencia por aguas costeras y productivas modificadas por surgencias costeras u otros forzantes oceanográficos como ocurre en Patagonia Norte. Por su parte, los cachalotes prefieren zonas de baja y poca variabilidad estacional en la productividad primaria, así como zonas de anomalías negativas en la

temperatura del agua. Esto indica una preferencia por aguas oceánicas, poco productivas asociadas a bajas temperaturas efímeras. Para los delfines oscuros en la corriente de Humboldt se evidencia que sus densidades se encuentran positivamente correlacionadas con la variabilidad estacional de la temperatura superficial, la concentración de clorofila, la profundidad y el rotacional del esfuerzo de viento a 10 m de la superficie, así como una correlación negativa con la variabilidad estacional de la concentración de clorofila. Esto indica una preferencia por aguas costeras productivas, con baja variabilidad estacional en su productividad, pero alta en términos de la temperatura, lo cual es esperable para agua modificadas regularmente por surgencias costeras. Las densidades del delfín austral se encuentran positivamente correlacionadas con la profundidad, la densidad de bosques de macroalgas y la temperatura superficial, además de una relación sigmoídea negativa con la distancia a la costa. Esto sugiere una distribución extremadamente costera asociada fuertemente a los bosques de macroalgas. En el caso de las densidades del delfín chileno, estas se correlacionan positivamente con la profundidad y la complejidad de la costa, pero negativamente con la distancia a los ríos, la salinidad y la lluvia. Esto sugiere una distribución extremadamente costera asociada a desembocaduras de ríos y por ende de baja salinidad, así como en bahías muy protegidas y donde las precipitaciones no son tan altas.

En relación con la sobreposición de cetáceos y actividades pesqueras y acuícolas, para la Patagonia Norte se observa un claro patrón de concentración en el mar interior de Chiloé, desde Puerto Montt hacia el sur pasando por el golfo de Corcovado y canal Moraleda, donde se espera la mayor probabilidad de encuentro entre ballenas azules y embarcaciones. Sin embargo, en términos absolutos la flota acuícola representa la flota dominante con cerca del 80% de las embarcaciones que operan el área, por lo que es esta flota la que modula en gran medida las probabilidades de interacción negativa con los cetáceos. En el caso de los delfines australes y chilenos las zonas donde se concentran las mayores probabilidades de interacción con embarcaciones acuícolas corresponden a la costa oriental de la isla grande de Chiloé, el seno del Reloncaví, los fiordos Hornopirén, Reñihué y Aysén, así como el archipiélago de los Chonos.

En la corriente de Humboldt se observa un claro patrón de concentración de embarcaciones entre la península de Mejillones y el extremo norte del país, así como en aguas de la región del Bio-Bio. Las flotas prominentes en esta zona, contrario a lo observado en la Patagonia norte, corresponden a las flotas pesqueras artesanales e industriales. Las zonas donde ocurre mayor sobreposición se vinculan a los puertos de Arica-Antofagasta, Caldera, Coquimbo, Valparaíso y Talcahuano.

OE3. Elaborar un diseño de muestreo valorizado, etapificado y validado para la estimación de abundancia poblacional de cetáceos en Chile

Intentando de recrear algunos patrones de distribución y abundancia de cetáceos en Chile, los experimentos de simulación realizados en este proyecto permitieron estimar el sesgo y la incertidumbre asociada a las estimaciones derivadas de distintos diseños de muestreo. De estos experimentos podemos observar que, si bien en algunos casos un mayor número de transectos cubriendo toda el área de estudio mejora los estimadores de sesgo y reduce la incertidumbre, esto no siempre es así. En algunos casos una reducción considerable del número de transectos tanto en el estrato 1 como 2 no redundó en diferencias importantes en los estimadores de sesgo e incertidumbre y en algunos casos incluso lo mejora. En cualquier caso, para todas las simulaciones el valor real de abundancia siempre se mantuvo dentro de los intervalos de credibilidad de las estimaciones y solo considerando el diseño con menor costo económico (diseño 6) tanto el coeficiente de variación como el sesgo nunca superaron el 16%. Esto indica que este diseño es apropiado para capturar adecuadamente los patrones de distribución y abundancia de cetáceos en Chile. Sin embargo, cabe mencionar que estas simulaciones se realizaron bajo supuestos de poblaciones grandes (miles de individuos) y con patrones de distribución simples.

Se identificaron cuatro grandes estratos con el objeto de dividir el área de estudio. En cada estrato general propuesto se justifica su definición en base a antecedentes de la ecología de las especies, aspectos logísticos y su complementariedad con esfuerzos existentes. Éstos corresponden a los estratos (1) Oceánico, (2) Nerítico, (3) Litoral de fiordos y canales y (4) estrecho de Magallanes y aguas adyacentes e incluyen diferentes aproximaciones para optimizar su muestreo (transectos en zigzag, paralelos, dirigidos, así como utilizando diferentes plataformas de observación). Según el diseño y factibilidad, esta primera aproximación sugiere la prospección de entre ca. 5 mil a 15 mil km para evaluar el estrato 1 y de ca. 6 a 12 mil km para el estrato 2. Los experimentos de simulación indicaron que utilizar el diseño menos costoso para estimar la abundancia de múltiples especies permitiría contar con estimaciones aceptables en términos de precisión y sesgo. Estos dos estratos son los más complejos de desarrollar por la necesidad de contar con embarcación dedicada para prospectarlos adecuadamente. Considerando estos dos estratos solamente, y el Abate Molina como plataforma a utilizar (bajo la modalidad subvencionada para el IFOP), se requerirían al menos 76 días de esfuerzo y un estimado de USD \$405 mil dólares por año, solamente destinado a arriendo de embarcación y HH, sin considerar traslados, equipamiento e insumos para los observadores, su capacitación y los análisis a desarrollar. Estas materias fueron tratadas en un taller de expertos realizado en Viña del Mar el 20 de abril de 2023 (Anexos 1 y 2) y permitió discutir opciones y

etapas acordadas. Las más importantes conclusiones de esta actividad fueron (i) fortalecer el trabajo desarrollado por IFOP promoviendo la consolidación de un equipo estable de observadores entrenados para los propósitos del programa, (ii) incluir zonas adicionales de monitoreo costeras dentro del estrato 3, fomentando el desarrollo de proyectos FIPA específicos que insumen al programa, (iii) el trabajo colaborativo y coordinado entre grupos de investigación es esencial para el éxito del programa, (iv) la incorporación de plataformas de oportunidad (ferries, buques Armada, embarcaciones de turismo) al programa es importante para complementar las investigaciones dirigidas, (v) la gobernanza del programa debe considerar el diálogo y la toma de decisiones compartidas entre los actores involucrados como piedra angular para su exitoso desarrollo y (vi) el desarrollo del programa debe ser dinámico y considerar elementos de mejora continua en base a indicadores.

Con respecto al estrato 3 se consideró dividir este estrato en 2 partes. Por un lado, se definieron zonas prioritarias de monitoreo para el desarrollo de prospecciones de fina escala destinadas a cetáceos menores considerando la presencia conocida de las especies y la existencia de datos previos. Estas prospecciones consideran la implementación de técnicas de muestreo a distancia y de captura-recaptura a bordo de embarcaciones pequeñas tipo zodiac con un costo de *ca.* \$59 millones de pesos por año. El programa completo requiere de al menos \$1.000 millones de pesos anuales para su adecuado desarrollo. Dado el costo que implica la implementación de este programa y la necesidad de continuidad para detectar tendencias en los tamaños poblacionales, se establece como prioritario, al menos, el fortalecimiento del programa de monitoreo que actualmente lleva a cabo IFOP, agregando a estos esfuerzos las porciones del estrato nerítico que actualmente no son prospectados, el programa de monitoreo a fina escala para cetáceos menores del estrato litoral de fiordos y canales, así como el estrato del estrecho de Magallanes.

6) REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aarts, G., Fieberg, J., Matthiopoulos, J. 2012. Comparative interpretation of count, presence–absence and point methods for species distribution models. *Methods in Ecology and Evolution* 3, 177–187. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00141.x>
- Abramson, J. & Gibbons, J. 2010. New records of blue whales *Balaenoptera musculus* (Linnaeus, 1758) in winter season in the inlet waters of Chiloé continental-Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia* 38(2): 107–109.
- Acevedo, J., Aguayo-Lobo, A., Haro, D., Garrido, G., Olave, C., 2019. Occurrence of the Commerson's dolphin (*Cephalorhynchus commersonii*) in Fitz Roy Channel, Pacific Coast of Chilean Patagonia. *Aquatic Mammals* 45, 266–273.
- Acevedo J, A Fuentes, W Sielfeld, A Aguayo-Lobo & G Quilahuilque. 2019. Estandarización Metodológica para el Desarrollo de Líneas Base y Seguimientos Ambientales de Mamíferos Marinos en Aguas Jurisdiccionales Chilenas. Proyecto FIPA 2018-42. Informe Final. Centro Regional de Estudios del Cuaternario de Fuego-Patagonia y Antártica 11/2019. 552 pp.
- Aguayo, A., Navarro, D., Ramírez, J., 1998. Los Mamíferos Marinos de Chile: 1. Cetacea. Serie Científica Instituto Antártico Chileno 48, 19–159.
- Aguayo-Lobo, A., 1975. Progress Report on Small Cetacean Research in Chile. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32, 1123–1144.
- Aguayo-Lobo, A., Acevedo, A., Vargas, R., 2006. Diversidad de mamíferos marinos en las aguas del Archipiélago de los Chonos (43° 39' s - 45° 50' S), XI Región de Chile. *Ciencia y Tecnología Marina* 29, 129–145.
- Aguayo-Lobo, A., Acevedo, J., Olave, C., 2007. Actualización de las bases para una estrategia para la conservación de mamíferos marinos en la región de Magallanes y Antártica Chilena. Fundación Centro de Estudios del Cuaternario, Fuego-Patagonia y Antártica, Punta Arenas.
- Aguayo-Lobo, A., Torres, D.N., Acevedo, J.R., 1998. Los mamíferos marinos de Chile: I. Cetacea. Serie Científica INACH 48, 19–159.
- Aguilar, A., García-Vernet, R., 2018. Fin Whale: *Balaenoptera physalus*, in: Würsig, B., Thewissen, J.G.M., Kovacs, K.M. (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (Third Edition). Academic Press, pp. 368–371. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00128-X>
- Archer, F.I., Brownell, R.L., Hancock-Hanser, B.L., Morin, P.A., Robertson, K.M., Sherman, K.K., Calambokidis, J., Urbán R, J., Rosel, P.E., Mizroch, S.A., Panigada, S., Taylor, B.L., 2019. Revision of fin whale *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758) subspecies using genetics. *Journal of Mammalogy* 1–18. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyz121>
- Bakun, A., Black, B.A., Bograd, S.J., García-Reyes, M., Miller, A.J., Rykaczewski, R.R., Sydeman, W.J., 2015. Anticipated Effects of Climate Change on Coastal Upwelling Ecosystems. *Current Climate Change Reports* 1, 85–93. <https://doi.org/10.1007/s40641-015-0008-4>
- Bastida, R., Rodríguez, D., 2003. Batista, R., & Rodríguez, D. (2003). *Mamíferos Marinos de Patagonia y Antártida*. Vazquez Mazzini Editora, Buenos Aires.
- Baumgartner, M.F., Mussoline, S.E., 2011. A generalized baleen whale call detection and classification system. *The Journal of the Acoustical Society of America* 129, 2889–2902. <https://doi.org/10.1121/1.3562166>
- Becker, E.A., Foley, D.G., Forney, K.A., Barlow, J., Redfern, J.V., Gentemann, C.L., 2012. Forecasting cetacean abundance patterns to enhance management decisions. *Endangered Species Research* 16, 97–112. <https://doi.org/10.3354/esr00390>
- Becker, E.A., Forney, K.A., Redfern, J.V., Barlow, J., Jacox, M.G., Roberts, J.J., Palacios, D.M., 2019. Predicting cetacean abundance and distribution in a changing climate. *Diversity and Distributions* 25, 626–643. <https://doi.org/10.1111/ddi.12867>
- Bedriñana-Romano, L., Hucke-Gaete, R., Viddi, F.A., Johnson, D., Zerbini, A.N., Morales, J., Mate, B., Palacios, D.M., 2021. Defining priority areas for blue whale conservation and investigating overlap with vessel traffic in Chilean Patagonia, using a fast-fitting movement model. *Scientific Reports* 11, 2709. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-82220-5>
- Bedriñana-Romano, L., Hucke-Gaete, R., Viddi, F.A., Morales, J., Williams, R., Ashe, E., Garcés-Vargas, J., Torres-Florez, J.P., Ruiz, J., 2018. Integrating multiple data sources for assessing blue whale abundance and distribution in Chilean Northern Patagonia. *Diversity and Distributions*. <https://doi.org/10.1111/ddi.12739>
- Berón-Vera, B., Pedraza, S.N., Raga, J.A., Pertierra, A.G. de, Crespo, E.A., Alonso, M.K., Goodall, R.N.P., 2001. Gastrointestinal helminths of Commerson's dolphins *Cephalorhynchus commersonii* from central Patagonia and Tierra del Fuego. *Diseases of Aquatic Organisms* 47, 201–208. <https://doi.org/10.3354/dao047201>
- Bérubé, M., Aguilar, A., 1998. A NEW HYBRID BETWEEN A BLUE WHALE, BALAELOPTERA MUSCULUS, AND A FIN WHALE, B. PHYSALUS: FREQUENCY AND IMPLICATIONS OF HYBRIDIZATION. *Marine Mammal Science* 14, 82–98. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1998.tb00692.x>
- Borchers, D.L., Marques, T.A., 2017. From distance sampling to spatial capture–recapture. *ASTA Adv Stat Anal* 101, 475–494. <https://doi.org/10.1007/s10182-016-0287-7>
- Borchers, D.L., Stevenson, B.C., Kidney, D., Thomas, L., Marques, T.A., 2015. A Unifying Model for Capture–Recapture and Distance Sampling Surveys of Wildlife Populations. *Journal of the American Statistical Association* 110, 195–204. <https://doi.org/10.1080/01621459.2014.893884>

- Borchers, D.L., Zucchini, W., Fewster, R.M., 1998. Mark-Recapture Models for Line Transect Surveys. *Biometrics* 54, 1207–1220. <https://doi.org/10.2307/2533651>
- Boy, C.C., Dellabianca, N., Goodall, R.N.P., Schiavini, A.C.M., 2011. Age and growth in Peale's dolphin (*Lagenorhynchus australis*) in subantarctic waters off southern South America. *Mamm Biol* 76, 634–639. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2011.03.001>
- Branch, T., Butterworth, D., 2001a. Estimates of abundance south of 60°S for cetacean species sighted frequently on the 1978/79 to 1997/98 IWC/IDCR-SOWER sighting surveys. *Journal of Cetacean Research and Management* 3, 251–270.
- Branch, T., Butterworth, D., 2001b. Southern Hemisphere minke whales: standardized abundance estimates from the 1978/79 to 1997/98 IDCR-SOWER surveys. *Journal of Cetacean Research and Management* 3, 143–174.
- Breining, D.R., Stolen, E.D., Breining, D.J., Breining, R.D., 2019. Sampling rare and elusive species: Florida east coast diamondback terrapin population abundance. *Ecosphere* 10, e02824. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2824>
- Brown, S.G., 1988. Records of Commerson's dolphin (*Cephalorhynchus commersonii*) in South American waters and around South Georgia. Report of the International Whaling Commission 9, 85–92.
- Brownell, R.L., Praderi, R., 1985. Taxonomy and distribution of Commerson's dolphin, *Cephalorhynchus commersonii*. *Scientific Reports of the Whales Research Institute* 36, 153–164.
- Buchan, S., Gutierrez, L., Balcazar-Cabrera, N., Stafford, K., 2019. Seasonal occurrence of fin whale song off Juan Fernandez, Chile. *Endangered Species Research* 39, 135–145. <https://doi.org/10.3354/esr00956>
- Buchan, S.J., Balcazar-Cabrera, N., Stafford, K.M., 2020. Seasonal acoustic presence of blue, fin, and minke whales off the Juan Fernández Archipelago, Chile (2007–2016). *Marine Biodiversity* 50. <https://doi.org/10.1007/s12526-020-01087-3>
- Buchan, S.J., Gutierrez, L., Balcazar-Cabrera, N., Stafford, K.M., 2019. Seasonal occurrence of fin whale song off Juan Fernandez, Chile. *Endangered Species Research* 39. <https://doi.org/10.3354/esr00956>
- Buchan, S.J., Hucke-Gaete, R., Stafford, K.M., Clark, C.W., 2018. Occasional acoustic presence of Antarctic blue whales on a feeding ground in southern Chile. *Marine Mammal Science* 34, 220–228. <https://doi.org/10.1111/mms.12441>
- Buchan, Susannah J, Pérez-Santos, I., Narváez, D., Castro, L., Stafford, K.M., Baumgartner, M.F., Valle-Levinson, A., Montero, P., Gutiérrez, L., Rojas, C., Daneri, G., Neira, S., 2021. Intraseasonal variation in southeast Pacific blue whale acoustic presence, zooplankton backscatter, and oceanographic variables on a feeding ground in Northern Chilean Patagonia. *Progress in Oceanography* 199, 102709. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2021.102709>
- Buchan, S.J., Rendell, L.E., Hucke-Gaete, R., 2010. Preliminary recordings of blue whale (*Balaenoptera musculus*) vocalizations in the Gulf of Corcovado, northern Patagonia, Chile. *Marine Mammal Science* 26. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2009.00338.x>
- Buchan, S.J., Stafford, K.M., Hucke-Gaete, R., 2015. Seasonal occurrence of southeast Pacific blue whale songs in southern Chile and the eastern tropical Pacific. *Marine Mammal Science* 31, 440–458. <https://doi.org/10.1111/mms.12173>
- Buchan, Susannah J., Vásquez, P., Olavarría, C., Castro, L.R., 2021. Prey items of baleen whale species off the coast of Chile from fecal plume analysis. *Marine Mammal Science* 1–12. <https://doi.org/10.1111/mms.12782>
- Buckland ST, DR Anderson, KP Burnham & JL Laake. 1993. Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. Chapman and Hall, New York and London. xii+446 pp.
- Buckland, S., Anderson, D., Burnham, K., Laake, J., Borchers, D., Thomas, L., 2001. Introduction to distance sampling estimating abundance of biological populations. Oxford University Press.
- Buckland ST, DR Anderson, KP Burnham, JL Laake, DL Borchers & L Thomas. 2004. Advanced Distance Sampling. Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, New York.
- Buckland, S.T., Rexstad, E.A., Marques, T.A., Oedekoven, C.S., 2015. Distance sampling: methods and applications. Springer.
- Buschmann, A.H., Cabello, F., Young, K., Carvajal, J., Varela, D.A., Henríquez, L., 2009. Salmon aquaculture and coastal ecosystem health in Chile: Analysis of regulations, environmental impacts and bioremediation systems. *Ocean & Coastal Management* 52, 243–249. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2009.03.002>
- Capella, J., Gibbons, J., 1991. Presencia de tonina overa, *Cephalorhynchus commersonii* (Lacépède 1804), en aguas de Chiloé continental. *Estudios Oceanológicos* 10, 127–130.
- Chao, A., 2001. An overview of closed capture-recapture models. *JABES* 6, 158–175. <https://doi.org/10.1198/108571101750524670>
- Chao, A., Chu, W., Hsu, C.-H., 2000. Capture–Recapture When Time and Behavioral Response Affect Capture Probabilities. *Biometrics* 56, 427–433. <https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2000.00427.x>
- Chelgren, N.D., Samora, B., Adams, M.J., McCreary, B., 2011. Using spatiotemporal models and distance sampling to map the space use and abundance of newly metamorphosed Western Toads (*Anaxyrus boreas*). *Herpetological Conservation and Biology* 6, 16.
- Christie, C., 2005. Niveles de organización social del delfín chileno *Cephalorhynchus eutropia* (Gray, 1846) y delfín austral *Lagenorhynchus australis* (peale, 1848) en la isla de Chiloé, X Región, Chile. (Tesis de grado). Universidad Austral de Chile, Valdivia.

- Cipriano, F., 2018. Peale's Dolphin: *Lagenorhynchus australis*, in: Würsig, B., Thewissen, J.G.M., Kovacs, K.M. (Eds.), Encyclopedia of Marine Mammals (Third Edition). Academic Press, pp. 698–701. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00193-X>
- Cipriano, F., Hevia, M., Iñiguez, M., 2011. Genetic divergence over small geographic scales and conservation implications for Commerson's dolphins (*Cephalorhynchus commersonii*) in southern Argentina. *Marine Mammal Science* 27, 701–718. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2010.00434.x>
- Claver, J.A., Iniguez, M.A., Lombardo, D.M., Von Lawzewitsch, I., 1992. Preliminary observations on ovarian activity and sexual maturity in female Peale's dolphin (*Lagenorhynchus australis*). *Aquatic Mammals* 18, 85–88.
- Coscarella, M.A., Crespo, E.A., 2010. Feeding aggregation and aggressive interaction between bottlenose (*Tursiops truncatus*) and Commerson's dolphins (*Cephalorhynchus commersonii*) in Patagonia, Argentina. *J Ethol* 28, 183. <https://doi.org/10.1007/s10164-009-0171-y>
- Coscarella, M.A., Pedraza, S.N., Crespo, E.A., 2010. Behavior and seasonal variation in the relative abundance of Commerson's dolphin (*Cephalorhynchus commersonii*) in northern Patagonia, Argentina. *J Ethol* 28, 463–470. <https://doi.org/10.1007/s10164-010-0206-4>
- Crespo, E.A., Dans, S.L., Alonso, M.K., Pedraza, S.N., 2007. Interacciones entre mamíferos marinos y pesquerías, in: *El Mar Argentino y Sus Recursos Pesqueros*. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Argentina, pp. 151–169.
- Croll, D.A., Clark, C.W., Acevedo, A., Tershy, B., Flores, S., Gedamke, J., Urban, J., 2002. Only male fin whales sing loud songs. *Nature* 417, 809. <https://doi.org/10.1038/417809a>
- Crovetto, A., Medina, G., 1991. Comportement du dauphin chilien (*Cephalorhynchus eutropia*, Gray, 1846) dans les eaux du sud du Chili. *Mammalia* 55, 329–338.
- Crum, N.J., Neyman, L.C., Gowan, T.A., 2021. Abundance estimation for line transect sampling: A comparison of distance sampling and spatial capture-recapture models. *PLOS ONE* 16, e0252231. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0252231>
- Currie, J.J., Stack, S.H., McCordic, J.A., Roberts, J., 2018. Utilizing Occupancy Models and Platforms-of-Opportunity to Assess Area Use of Mother-Calf Humpback Whales. *Open Journal of Marine Science* 08, 276. <https://doi.org/10.4236/ojms.2018.82014>
- Dans, S.L., Koen, A.M., Pedraza, S., Crespo, E.A., 2003. Incidental catch of dolphins in trawling fisheries off patagonia, Argentina: can populations persist? *Ecological Applications* 13, 754–762. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0754:ICODIT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0754:ICODIT]2.0.CO;2)
- Dawson, S.M., 2009. *Cephalorhynchus* Dolphins: *C. heavisidii*, *C. eutropia*, *C. hectori*, and *C. commersonii*, in: *Encyclopedia of Marine Mammals*. pp. 191–196.
- de Bruyn, P.J.N., Hofmeyr, G.J.G., de Villiers, M.S., 2006. First record of a vagrant Commerson's dolphin, *Cephalorhynchus commersonii*, at the southern African continental shelf. *African Zoology* 41, 131–133. <https://doi.org/10.1080/15627020.2006.11407343>
- de Haro, J.C., Iñiguez, M., 1997. Ecology and Behavior of the Peale's Dolphin, *Lagenorhynchus australis* (Peale, 1848), at Cabo Virgenes (52 30'S, 68 28'W), in Patagonia, Argentina. *Report of the International Whaling Commission* 47 (special issue), 723–727.
- Dellabianca, N.A., Pierce, G.J., Rey, A.R., Scioscia, G., Miller, D.L., Torres, M.A., Viola, M.N.P., Goodall, R.N.P., Schiavini, A.C.M., 2016. Spatial Models of Abundance and Habitat Preferences of Commerson's and Peale's Dolphin in Southern Patagonian Waters. *PLOS ONE* 11, e0163441. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0163441>
- Durante, C.A., Crespo, E.A., Loizaga, R., 2021. Isotopic niche partitioning between two small cetacean species. *Marine Ecology Progress Series* 659, 247–259. <https://doi.org/10.3354/meps13575>
- Durante, C.A., Cunha, H.A., Crespo, E.A., Loizaga, R., 2020. Coming to light: First insight into the genetic diversity of Peale's dolphins at a Patagonian MPA. *Mar Mam Sci* 36, 972–980. <https://doi.org/10.1111/mms.12671>
- Echevin, V., Goubanova, K., Belmadani, A., Dewitte, B., 2012. Sensitivity of the Humboldt Current system to global warming : a downscaling experiment of the IPSL-CM4 model 3, 761–774. <https://doi.org/10.1007/s00382-011-1085-2>
- Espinosa-Miranda, C., Caceres, B., Blank, O., Fuentes-Riquelme, M., Heinrich, S., 2020. Entanglements and Mortality of Endemic Chilean Dolphins (*Cephalorhynchus eutropia*) in Salmon Farms in Southern Chile. *Aquatic Mammals* 46, 337–343.
- Forney, K.A., Ferguson, M.C., Becker, E.A., Fiedler, P.C., Redfern, J.V., Barlow, J., Vilchis, I.L., Ballance, L.T., 2012. Habitat-based spatial models of cetacean density in the eastern Pacific Ocean. *Endangered Species Research* 16, 113–133. <https://doi.org/10.3354/esr00393>
- France, R.L., 1995. Carbon-13 enrichment in benthic compared to planktonic algae: foodweb implications. *Marine Ecology Progress Series* 124, 307–312. <https://doi.org/10.3354/meps124307>
- Franchini, F., Smout, S., Blight, C., Boehme, L., Munro, G., Costa, M., Heinrich, S., 2020. Habitat Partitioning in Sympatric Delphinids Around the Falkland Islands: Predicting Distributions Based on a Limited Data Set. *Frontiers in Marine Science* 7, 277. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00277>
- García-Cegarra, A.M & Pacheco, A.S., 2019. Collision risk areas between fin and humpback whales with large cargo vessels in Mejillones Bay (23°S), northern Chile. *Marine Policy* 103, 182–186. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.12.022>

- Gibbons, J., Gazitua, F., Venegas, C., 2000. Cetacean in the Strait of Magellan and Otway, Skyring and Almirantazgo sounds. *Anales del Instituto de la Patagonia Serie Ciencias Naturales* 107–118.
- Gibbons, J., Venegas, C., Guzmán, L., Pizarro, G., Boré, D., Galvez, P., 2002. Programa de monitoreo de pequeños cetáceos en áreas selectas de la XII región (Final Report FIP-IT/99-28.). Valparaíso.
- Goldbogen, J.A., Calambokidis, J., Shadwick, R.E., Oleson, E.M., McDonald, M.A., Hildebrand, J.A., 2006. Kinematics of foraging dives and lunge-feeding in fin whales. *Journal of Experimental Biology* 209, 1231–1244. <https://doi.org/10.1242/jeb.02135>
- Gómez de Segura, A.G. de, Hammond, P.S., Cañadas, A., Raga, J.A., 2007. Comparing cetacean abundance estimates derived from spatial models and design-based line transect methods. *Marine Ecology Progress Series* 329, 289–299. <https://doi.org/10.3354/meps329289>
- Goodall, R.N.P., 2009. Peale's Dolphin: *Lagenorhynchus australis*, in: Perrin, W.F., Würsig, B., Thewissen, J.G.M. (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (Second Edition). Academic Press, London, pp. 844–847. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-373553-9.00196-6>
- Goodall, R.N.P., 1994a. Chilean dolphins *Cephalorhynchus eutropia* (Gray, 1846), in: Ridgway, S.H., Harrison, S.R. (Eds.), *Handbook of Marine Mammals*. Academic Press, San Diego, pp. 269–287.
- Goodall, R.N.P., 1994b. Commerson's dolphin *Cephalorhynchus commersonii* (Lacepede, 1804), in: Ridgway, S.H., Harrison, S.R. (Eds.), *Handbook of Marine Mammals*. Academic Press, San Diego, pp. 241–267.
- Goodall, R.N.P., 1978. Report on the Small Cetaceans Stranded on the Coasts of Tierra-Del-Fuego Argentina. *Scientific Reports of the Whales Research Institute Tokyo*.(30) 197–230.
- Goodall, R.N.P., Cameron, I.S., 1980. Exploitation of small cetaceans off Southern South America. Report of the International Whaling Commission 30, 445–450.
- Goodall, R.N.P., de Haro, J.C., Fraga, F., Iniguez, M.A., Norris, K.S., 1997a. Sightings and behaviour of Peale's dolphins, *Lagenorhynchus australis*, with notes on dusky dolphins, *L. obscurus*, off southernmost South America. Report of the International Whaling Commission 47 (special issue), 757–775.
- Goodall, R.N.P., Galeazzi, A.R., Leatherwood, S., 1988a. Studies of Commerson's dolphins, *Cephalorhynchus commersonii*, off Tierra del Fuego, 1976-1984, with a review of information on the species in the South Atlantic, in: Brownell, R.L.Jr., Donovan, G.P. (Eds.), *The Biology of the Genus Cephalorhynchus*. International Whaling Commission, Cambridge, pp. 3–70.
- Goodall, R.N.P., Norris, K.S., Galeazzi, A.R., Oporto, J.A., Cameron, I.S., 1988b. On the Chilean dolphin, *Cephalorhynchus eutropia* (Gray 1846), in: Brownell, R.L.Jr., Donovan, G.P. (Eds.), *The Biology of the Genus Cephalorhynchus*. International Whaling Commission, Cambridge, pp. 197–257.
- Goodall, R.N.P., Norris, K.S., Schevill, W.E., Fraga, F., Praderi, R., Iniguez, M.A., de Haro, J.C., 1997b. Review and update on the biology of Peale's dolphins, *Lagenorhynchus australis*. Report of the International Whaling Commission 47 (special issue), 777–796.
- Goodall, R.N.P., Schiavini, A.C.M., Fermani, C., 1994. Net fisheries and net mortality of small cetaceans off Tierra del Fuego, Argentina. Report of the International Whaling Commission 15 (special issue), 295–304.
- Gutiérrez, D., Akester, M., Naranjo, L., 2016. Productivity and sustainable management of the Humboldt current large marine ecosystem under climate change. *Environmental Development* 17, 126–144. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2015.11.004>
- Guzman, H.M., Capella, J.J., Valladares, C., Gibbons, J., Condit, R., 2020. Humpback whale movements in a narrow and heavily-used shipping passage, Chile. *Marine Policy* 118, 103990. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103990>
- Guzmán, L., Lescauwaet, A.K., Gibbons, J., Matus, R., Canto, J., Toro, G., 1996. Índice poblacional instantáneo de pequeños cetáceos en el estrecho de Magallanes. Informe Final FIP 95-27., Punta Arenas.
- Harlin-Cognato, A.D., Honeycutt, R.L., 2006. Multi-locus phylogeny of dolphins in the subfamily Lissodelphininae: character synergy improves phylogenetic resolution. *BMC Evolutionary Biology* 6, 87. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-6-87>
- Hastie, T.J., Tibshirani, R.J., 1990. *Generalized Additive Models*. CRC Press.
- Hedley, S.L., Buckland, S.T., 2004. Spatial models for line transect sampling. *JABES* 9, 181–199. <https://doi.org/10.1198/1085711043578>
- Heinrich, S., 2006. Ecology of Chilean dolphins and Peale's dolphins at Isla Chiloe, southern Chile (PhD thesis). University of St Andrews, St. Andrews, St. Andrews.
- Heinrich, S., Elwen, S., Bräger, S., 2010. Chapter 15 - Patterns of Sympatry in *Lagenorhynchus* and *Cephalorhynchus*: Dolphins in Different Habitats, in: Würsig, B., Würsig, M. (Eds.), *The Dusky Dolphin*. Academic Press, San Diego, pp. 313–332. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-373723-6.00015-1>
- Heinrich, S., Genov, T., Riquelme, M.F., Hammond, P.S., 2019. Fine-scale habitat partitioning of Chilean and Peale's dolphins and their overlap with aquaculture. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29, 212–226. <https://doi.org/10.1002/aqc.3153>
- Hucke-Gaete, R., 2000. Review of the Conservation Status of Small cetaceans in Southern South America. CMS Report.
- Hucke-Gaete, R., Bedriñana-Romano, L., Viddi, F.A., Ruiz, J.E., Torres-Florez, J.P., Zerbini, A.N., 2018. From Chilean Patagonia to Galapagos, Ecuador: novel insights on blue whale migratory pathways along the Eastern South Pacific. *PeerJ* 6, e4695. <https://doi.org/10.7717/peerj.4695>

- Hucke-Gaete, R., Vidali, F.A., Simeone, A., 2021. Aves y mamíferos marinos de la Patagonia chilena: especies focales para la conservación de los ecosistemas marinos, in: Conservación en la Patagonia Chilena: Evaluación del conocimiento, oportunidades y desafíos. Ediciones UC, Santiago de Chile, pp. 289–320.
- Iñiguez, M., Hevia, M., Cipriano, F., Sarradell, J., Milieu, R.D., 2010. Stranding of a Commerson's dolphin, *Cephalorhynchus commersonii*, in Buenos Aires Province, Argentina. Marine Biodiversity Records 3. <https://doi.org/10.1017/S1755267209991072>
- Iñiguez, M.A., Hevia, M., Gasparrou, C., Tomsin, A., Secchi, E.R., 2003. Preliminary estimate of incidental mortality of commerson s dolphins (*Cephalorhynchus commersonii*) in an artisanal setnet fishery in la Angelina beach and ría gallegos, Santa Cruz, Argentina. Latin American Journal of Aquatic Mammals 2, 87–94.
- Iñiguez, M.A., Tossenberger, V.P., 2007. Commerson's Dolphins (*Cephalorhynchus commersonii*) off Ría Deseado, Patagonia, Argentina. Aquatic Mammals 33, 276–285.
- IUCN, 2017. IUCN Red List of Threatened Species. version 3.1 [WWW Document]. URL <http://www.iucnredlist.org> (accessed 12.21.21).
- Jefferson, T.A., Leatherwood, S., Webber, M.A., 1993. Marine Mammals of the World, FAO Species Identification Guide. ed. Rome.
- Kemper, C.M., Pemberton, D., Cawthorn, M., Heinrich, S., Mann, J., Würsig, B., Shaughnessy, P., Gales, R., 2006. Aquaculture and marine mammals: Co-existence or conflict?, in: Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues. CSIRO, Melbourne, pp. 209–225.
- Kery, M., Royle, J.A., 2015. Applied Hierarchical Modeling in Ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS: Volume 1:Prelude and Static Models. Academic Press.
- Laake, J.L., Punt, A.E., Hobbs, R., Ferguson, M., Rugh, D., Breiwick, J., 2012. Gray whale southbound migration surveys 1967–2006: an integrated re-analysis. Journal of Cetacean Research and Management 12, 287–306.
- Leatherwood, S., Kastelein, R.A., Hammond, P.S., 1988. Estimate of numbers of Commerson's dolphin in a portion of the northeastern Strait of Magellan, January-February 1984. Report of the International Whaling Commission 93–102.
- Leduc, R.G., Perrin, W.F., Dizon, A.E., 1999. Phylogenetic Relationships Among the Delphinid Cetaceans Based on Full Cytochrome B Sequences. Marine Mammal Science 15, 619–648. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1999.tb00833.x>
- Lescrauwaet, A.K., 1997. Notes on the behaviour and ecology of the Peale's dolphin *Lagenorhynchus australis*, in the Strait of Magellan, Chile. Report of the International Whaling Commission 47 (special issue), 747–755.
- Lescrauwaet, A.K., Gibbons, J., 1994. Mortality of small cetaceans and the crab bait fishery in the Magallanes area of Chile since 1980. Report of the International Whaling Commission 15, 485–494.
- Lescrauwaet, A.K., Gibbons, J., Guzman, L., Schiavini, A., 2000. Abundance estimation of Commerson's dolphin in the eastern area of the Strait of Magellan-Chile. Revista Chilena de Historia Natural 73, 473–478.
- Lincoln, F.C., 1930. Calculating waterfowl abundance on the basis of banding returns. US Department of Agriculture.
- Llapasca, M.A., Pacheco, A.S., Fiedler, P., Goya, E., Ledesma, J., Peña, C., Vásquez, L., 2018. Modeling the potential habitats of dusky, commons and bottlenose dolphins in the Humboldt Current System off Peru: The influence of non-El Niño vs. El Niño 1997-98 conditions and potential prey availability. Progress in Oceanography 168, 169–181. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2018.09.003>
- Loizaga de Castro, R., Dans, S.L., Coscarella, M.A., Crespo, E.A., 2013. Living in an estuary: Commerson's dolphin (*Cephalorhynchus commersonii* (Lacépède, 1804)), habitat use and behavioural pattern at the Santa Cruz River, Patagonia, Argentina. Latin American Journal of Aquatic Research 41, 985–991. <https://doi.org/10.3856/vol41-issue5-fulltext-17>
- Mannocci, L., Monestiez, P., Spitz, J., Ridoux, V., 2015. Extrapolating cetacean densities beyond surveyed regions: habitat-based predictions in the circumtropical belt. Journal of Biogeography 42, 1267–1280. <https://doi.org/10.1111/jbi.12530>
- Marshall, L., Eric, R., 2021. dssd: Distance Sampling Survey Design. <https://cran.r-project.org/web/packages/dssd/dssd.pdf>
- McDonald, T.L., Hornsby, F.E., Speakman, T.R., Zolman, E.S., Mullin, K.D., Sinclair, C., Rosel, P.E., Thomas, L., Schwacke, L.H., 2017. Survival, density, and abundance of common bottlenose dolphins in Barataria Bay (USA) following the Deepwater Horizon oil spill. Endangered Species Research 33, 193–209. <https://doi.org/10.3354/esr00806>
- Miller, D.L., Burt, M.L., Rexstad, E.A., Thomas, L., 2013. Spatial models for distance sampling data: recent developments and future directions. Methods in Ecology & Evolution 4: 1001–1010. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12105>
- Morgenthaler, A., Fernández, J., Moraga, R., Olavarría, C., 2014. Chilean dolphins on the Argentine Atlantic coast. Marine Mammal Science 30, 782–787. <https://doi.org/10.1111/mms.12052>
- Nichol, L.M., Wright, B.M., O'Hara, P., Ford, J.K.B., 2017. Risk of lethal vessel strikes to humpback and fin whales off the west coast of Vancouver Island, Canada. Endangered Species Research 32, 373–390. <https://doi.org/10.3354/esr00813>
- Niklitschek, E.J., Soto, D., Lafon, A., Molinet, C., Toledo, P., 2013. Southward expansion of the Chilean salmon industry in the Patagonian Fjords: main environmental challenges. Reviews in Aquaculture 5, 172–195. <https://doi.org/10.1111/raq.12012>
- Norris, K., 1968. Cruise Report R/V Hero: November 12- December 11, 1968, Valparaiso – Punta Arenas, Chile. Mimeo.
- Olesiuk, P., Bigg, M., Ellis, G., 1990. Life history and population dynamics of resident killer whales (*Orcinus orca*) in the coastal waters of British Columbia and Washington State. Report of the International Whaling Commission, Special 12, 209–43.

- Pacheco, A.S., Villegas, V.K., Riascos, J.M., van Waerebeek, K., 2015. Presencia de ballenas de aleta (*Balaenoptera physalus*) en bahía Mejillones, un puerto principal en el norte de Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 50, 383–389. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572015000300017>
- Pedraza, S.N., 2008. Ecología poblacional de la tonina overa *Cephalorhynchus commersonii* (Lacépède, 1804) en el litoral Patagónico (PhD thesis). Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Pérez-Álvarez, M.J., Thomas, F., Uribe, F., Sepúlveda, M., Flores, M., Moraga, R., 2006. Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) Feeding on *Euphausia mucronata* in nearshore waters off North-Central Chile. *Aquatic Mammals* 32, 109–113. <https://doi.org/10.1578/am.32.1.2006.109>
- Pérez-Alvarez, M., Kraft, S., Segovia, N.I., Olavarría, C., 2021. Contrasting Phylogeographic Patterns Among Northern and Southern Hemisphere Fin Whale Populations With New Data From the Southern Pacific 8, 1–12. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.630233>
- Pérez-Alvarez, M.J., Alvarez, E., Aguayo-Lobo, A., Olavarría, C., 2007. Occurrence and distribution of Chilean dolphin (*Cephalorhynchus eutropia*) in coastal waters of central Chile. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 41, 405–409.
- Pérez-Alvarez, M.J., Olavarría, C., Moraga, R., Baker, C.S., Hamner, R.M., Poulin, E., 2015. Microsatellite Markers Reveal Strong Genetic Structure in the Endemic Chilean Dolphin. *PLOS ONE* 10, e0123956. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123956>
- Pérez-Alvarez, M.J., Olavarría, C., Moraga, R., Baker, C.S., Hamner, R.M., Poulin, E., 2016. Historical dimensions of population structure in a continuously distributed marine species: The case of the endemic Chilean dolphin. *Sci Rep* 6, 35507. <https://doi.org/10.1038/srep35507>
- Pérez-Alvarez, M.J., Estevez, R., Gelcich, S., Heinrich, S., Olavarría, C., Santos-Carvallo, M., Sepúlveda, M., Medrano, C., Rodríguez, C. & C. Espinosa-Miranda. 2020. Evaluación de la interacción del delfín chileno (*Cephalorhynchus eutropia*) y actividades de pesca costera y acuicultura a lo largo de su distribución. Fase 1. Informe Final Proyecto FIPA 2018-43, 262 pp + Anexos.
- Petersen, C.G.J., 1896. The yearly immigration of young plaice in the Limfjord from the German sea. *Rept. Danish Biol. Sta.* 6, 1–48.
- Pimper, L.E., Baker, C.S., Goodall, R.N.P., Olavarría, C., Remis, M.I., 2010. Mitochondrial DNA variation and population structure of Commerson’s dolphins (*Cephalorhynchus commersonii*) in their southernmost distribution. *Conserv Genet* 11, 2157–2168. <https://doi.org/10.1007/s10592-010-0102-z>
- Pinedo, M.C., Barreto, A.S., Lammardo, M.P., Andrade, A.L.V., Geracitano, L., 2002. Northernmost records of the spectacled porpoise, Layard’s beaked whale, Commerson’s dolphin, and Peale’s dolphin in the southwestern Atlantic Ocean. *Aquatic Mammals* 28, 32–37.
- Quiñones, R.A., Fuentes, M., Montes, R.M., Soto, D., León-Muñoz, J., 2019. Environmental issues in Chilean salmon farming: a review. *Reviews in Aquaculture* 11: 375–402. <https://doi.org/10.1111/raq.12337>
- Rebolledo, E.L.B., Ijsseldijk, L.L., Solé, L., Begeman, L., Vries, S. De, Boom, L. Van Den, Carpizo, J.C., Leopold, M.F., 2016. Unorthodox sampling of a fin whale’s (*Balaenoptera physalus*) diet yields several new mesopelagic prey species. *Aquatic Mammals* 42(4):417-420. <https://doi.org/10.1578/AM.42.4.2016.417>
- Redfern, J.V., Moore, T.J., Fiedler, P.C., de Vos, A., Brownell, R.L., Forney, K.A., Becker, E.A., Ballance, L.T., 2017. Predicting cetacean distributions in data-poor marine ecosystems. *Diversity Distrib.* 23, 394–408. <https://doi.org/10.1111/ddi.12537>
- Reyes, J.C., Oporto, J.A., 1994. Gillnet fisheries and cetaceans in the southeast Pacific. *Report of the International Whaling Commission* 15, 407–474.
- Reyes, M.V., Tossenberger, V.P., Iñiguez, M.A., Hildebrand, J.A., Melcón, M.L., 2016. Communication sounds of Commerson’s dolphins (*Cephalorhynchus commersonii*) and contextual use of vocalizations. *Marine Mammal Science* 32, 1219–1233. <https://doi.org/10.1111/mms.12321>
- Ribeiro, S., Viddi, F.A., Cordeiro, J.L., Freitas, T.R.O., 2007. Fine-scale habitat selection of Chilean dolphins (*Cephalorhynchus eutropia*): interactions with aquaculture activities in southern Chiloé Island, Chile. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87, 119-128. (doi:10.1017/S0025315407051594).
- Ribeiro, S., Viddi, F.A., Freitas, T.R.O., 2005. Behavioural responses by Chilean dolphins (*Cephalorhynchus eutropia*) to boats in Yaldad bay, southern Chile. *Aquatic Mammals* 31, 234–242.
- Riccialdelli, L., Newsome, S.D., Dellabianca, N.A., Bastida, R., Fogel, M.L., Goodall, R.N.P., 2013. Ontogenetic diet shift in Commerson’s dolphin (*Cephalorhynchus commersonii commersonii*) off Tierra del Fuego. *Polar Biol* 36, 617–627. <https://doi.org/10.1007/s00300-013-1289-5>
- Riccialdelli, L., Newsome, S.D., Fogel, M.L., Goodall, R.N.P., 2010. Isotopic assessment of prey and habitat preferences of a cetacean community in the southwestern South Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 418, 235–248. <https://doi.org/10.3354/meps08826>
- Rice, D.W., 1998. *Marine Mammals of the World. Systematics and Distribution.* The Society for Marine Mammalogy.
- Roberts, J.J., Best, B.D., Mannocci, L., Fujioka, E., Halpin, P.N., Palka, D.L., Garrison, L.P., Mullin, K.D., Cole, T.V.N., Khan, C.B., McLellan, W.A., Pabst, D.A., Lockhart, G.G., 2016. Habitat-based cetacean density models for the U.S. Atlantic and Gulf of Mexico. *Sci Rep* 6. <https://doi.org/10.1038/srep22615>

- Robineau, D., Goodall, R.N.P., Pichler, F., Baker, C.S., 2007. Description of a new subspecies of Commerson's dolphin, *Cephalorhynchus commersonii* (Lacépède, 1804), inhabiting the coastal waters of the Kerguelen Islands. *Mammalia* 71, 172–180.
- Rojas-cerda, C., Buchan, S., Galletti-vernazzani, B., Perez-, I., 2021. Assessment of Southern Right whale (*Eubalaena australis*) acoustic presence off northwestern Chiloé Island and Arauco Gulf, Chile. *Sc/68c/cmp/17*.
- Royle, J.A., 2004. N-Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts. *Biometrics* 60, 108–115. <https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2004.00142.x>
- Royle, J.A., Chandler, R.B., Gazenski, K.D., Graves, T.A., 2013a. Spatial capture–recapture models for jointly estimating population density and landscape connectivity. *Ecology* 94, 287–294. <https://doi.org/10.1890/12-0413.1>
- Royle, J.A., Chandler, R.B., Sollmann, R., Gardner, B., 2013b. *Spatial Capture-Recapture*. Academic Press.
- Royle, J.A., Dorazio, R.M., 2010. Parameter-expanded data augmentation for Bayesian analysis of capture–recapture models. *J Ornithol* 152, 521–537. <https://doi.org/10.1007/s10336-010-0619-4>
- Royle, J.A., Kéry, M., 2007. A Bayesian state-space formulation of dynamic occupancy models. *Ecology* 88, 1813–1823. <https://doi.org/10.1890/06-0669.1>
- Schiavini, A.C.M., Goodall, R.N.P., Lescrauwaet, A.K., Koen Alonso, M., 1997. Food habits of the Peale's dolphin, *Lagenorhynchus australis*: Review and new information. Report of the International Whaling Commission 47 (special issue), 827–834.
- Sepúlveda, M., Pérez-Álvarez, M.J., Santos-Carvalho, M., Pavez, G., Olavarría, C., Moraga, R., Zerbini, A.N., 2018. From whaling to whale watching: Identifying fin whale critical foraging habitats off the Chilean coast. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 28, 821–829. <https://doi.org/10.1002/aqc.2899>
- Sielfeld, W., Venegas, C., 1978. Observations of Delphinidae in the Southern Chilean Channels. *Anales del Instituto de la Patagonia* 145–152.
- Sielfeld, W., Venegas, C., Atalah, A., 1977. Consideraciones acerca del estado de los mamíferos marinos en Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia* 8, 297–312.
- Sigourney, D.B., Chavez-Rosales, S., Conn, P.B., Garrison, L., Josephson, E., Palka, D., 2020. Developing and assessing a density surface model in a Bayesian hierarchical framework with a focus on uncertainty: insights from simulations and an application to fin whales (*Balaenoptera physalus*). *PeerJ* 8, e8226. <https://doi.org/10.7717/peerj.8226>
- Thiel, M., Macaya, E.C., Acuña, E., Arntz, W.E., Bastias, H., Brokordt, K., Camus, P.A., Castilla, J.C., Castro, L.R., Cortés, M., Dumont, C.P., Escribano, R., Fernandez, M., Gajardo, J.A., Gaymer, C.F., Gomez, I., González, A.E., González, H.E., Haye, P.A., Illanes, J.E., Iriarte, J.L., Lancellotti, D.A., Luna-Jorquera, G., Luxoro, C., Manriquez, P.H., Marín, V., Muñoz, P., Navarrete, S.A., Perez, E., Poulin, E., Sellanes, J., Sepúlveda, H.H., Stotz, W., Tala, F., Thomas, A., Vargas, C.A., Vasquez, J.A., Vega, J.M.A., 2007. The Humboldt Current System of northern and central Chile - Oceanographic processes, ecological interactions and socioeconomic feedback. *Oceanography and Marine Biology* 45, 195–344.
- Thomas, L., Buckland, S.T., Rexstad, E.A., Laake, J.L., Strindberg, S., Hedley, S.L., Bishop, J.R.B., Marques, T.A., Burnham, K.P., 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47, 5–14. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01737.x>
- Thomas, L., Williams, R., Sandilands, D., 2007. Designing line transect surveys for complex survey regions. *Journal of Cetacean Research and Management* 9, 1.
- Toro, F., Vilina, Y.A., Capella, J.J., Gibbons, J., 2016. Novel coastal feeding area for eastern South Pacific fin whales (*Balaenoptera physalus*) in mid-latitude humboldt current waters off Chile. *Aquatic Mammals* 42, 47–55. <https://doi.org/10.1578/AM.42.1.2016.47>
- Torres-Florez, J.P., Olson, P.A., Bedriñana-Romano, L., Rosenbaum, H., Ruiz, J., LeDuc, R., Huckle-Gaete, R., 2015. First documented migratory destination for eastern South Pacific blue whales. *Mar Mam Sci* n/a-n/a. <https://doi.org/10.1111/mms.12239>
- Van Waerebeek, K., 1992. Records of dusky dolphins *Lagenorhynchus obscurus* (Gray, 1828) in the eastern South Pacific. *Beaufortia*.
- van Waerebeek, K., Engblom, G., 2007. Fin whales off Peru , unseasonal , nondescript and undersized : further indications for a possible third subspecies of fin whale 2–5.
- Vanderlaan, A.S.M., Taggart, C.T., 2007. Vessel collisions with whales: The probability of lethal injury based on vessel speed. *Marine Mammal Science* 23, 144–156. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2006.00098.x>
- Venegas, C., 1996. Estimación de la densidad poblacional, mediante transectos aéreos en línea, de la tunina overa *Cephalorhynchus commersonii* en el estrecho de Magallanes, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia*.
- Venegas, C., 1990. Prospección aérea estival del delfín *Cephalorhynchus commersonii* en el estrecho de Magallanes, Chile. Informe Instituto de la Patagonia, Punta Arenas.
- Venegas, C., Atalah, A., 1987. Prospección aérea otoñal de toninas overas (*Cephalorhynchus commersonii*) en el estrecho de Magallanes. Autumn aerial census of Commerson's dolphin (*Cephalorhynchus commersonii*) on the strait of Magellan 17, 69–75.
- Viddi, F.A., 2009. Behavioural ecology of small cetaceans in the Northern Patagonian fjords, Chile. Ph.D. thesis. Macquarie University, Sydney.

- Viddi, F.A., Harcourt, R.G., 2014. Behaviour of Chilean and Peale's dolphins in southern Chile: interspecific variability of sympatric species. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* FirstView, 1–9. <https://doi.org/10.1017/S0025315414000216>
- Viddi, F.A., Harcourt, R.G., Hucke-Gaete, R., 2015. Identifying key habitats for the conservation of Chilean dolphins in the fjords of southern Chile. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* n/a-n/a. <https://doi.org/10.1002/aqc.2553>
- Viddi, F.A., Harcourt, R.G., Hucke-Gaete, R., Field, I.C., 2011. Fine-scale movement patterns of the sympatric Chilean and Peale's dolphins in the Northern Patagonian fjords, Chile. *Marine Ecology Progress Series* 436, 245–256. <https://doi.org/10.3354/meps09251>
- Viddi, F.A., Hucke-Gaete, R., Torres-Florez, J.P., Ribeiro, S., 2010. Spatial and seasonal variability in cetacean distribution in the fjords of northern Patagonian, Chile. *ICES Journal of Marine Science* 67, 959–970. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp288>
- Viddi, F.A., Lesclauwaet, A.K., 2005. Insights on habitat selection and behavioural patterns of Peale's dolphins (*Lagenorhynchus australis*) in the Strait of Magellan, southern Chile. *Aquatic Mammals* 31, 176-183. (doi:10.1578/AM.31.2:2005.176).
- Vollmer, N.L., Ashe, E., Brownell Jr., R.L., Cipriano, F., Mead, J.G., Reeves, R.R., Soldevilla, M.S., Williams, R., 2019. Taxonomic revision of the dolphin genus *Lagenorhynchus*. *Marine Mammal Science* 35, 957–1057. <https://doi.org/10.1111/mms.12573>
- White, R.W., Gillon, K.W., Black, A.D., Reid, J.B., 2002. The distribution of seabirds and marine mammals in Falkland Island waters. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, UK.
- Williams, R., Hedley, S.L., Branch, T.A., Bravington, M.V., Zerbini, A.N., Findlay, K.P., 2011. Chilean Blue Whales as a Case Study to Illustrate Methods to Estimate Abundance and Evaluate Conservation Status of Rare Species. *Conservation Biology* 25, 526–535. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01656.x>
- Williams, R., Hedley, S.L., Hammond, P.S., 2006. Modeling distribution and abundance of Antarctic baleen whales using ships of opportunity. *Ecology and Society* 11(1): 1. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art1/>
- Wilson DE, Mittermeier RA, Editors., 2012. Handbook of the Mammals of the World. Vol. 2. Hoofed Mammals. Barcelona: Lynx Edicions. *Zoo Biology* 31, 621–623. <https://doi.org/10.1002/zoo.21021>
- Zamorano-Abramson, Gibbons, J., Capella, J., 2010. Diversity and summer distribution of cetaceans in inlet waters of northern Aisén, Chile. *Anales Instituto de la Patagonia (Chile)* 38, 149–152.

ANEXO 1

Programa del taller de expertos, realizado el 20 de abril de 2023, en Viña del Mar, Chile



Taller FIPA 2021-18. Diseño para la estimación de población de cetáceos en aguas jurisdiccionales de Chile

El Fondo de Investigación Pesquera y de Acuicultura dependiente de la Subsecretaría de Pesca y de Acuicultura y el Centro Ballena Azul, tienen el agrado de invitar al taller de expertos y expertas del proyecto FIPA 2021-18 "Diseño para la estimación de población de cetáceos en aguas jurisdiccionales de Chile", que se llevará a cabo el día jueves 20 de abril de 2023 en el Hotel Borde Plaza, Viña del Mar.

El proyecto tuvo como objetivos la realización de una revisión del estado del conocimiento de la distribución y abundancia de 17 especies de cetáceos presentes en Chile y la determinación de patrones de distribución de estas, además, de la elaboración de un diseño de muestreo para la estimación de abundancia poblacional de cetáceos de Chile.

En este marco, este taller busca compartir los resultados encontrados con respecto a la abundancia y distribución de cetáceos en Chile y validar la propuesta metodológica de diseño de muestreo por medio de la retroalimentación con expertas y expertos.

El programa de trabajo para el taller consiste en:

Programa Taller jueves 20 abril 2023	
8:30 - 8:45	Llegada de participantes
9:00 - 9:10	Palabras de bienvenida SUBPESCA y Centro Ballena Azul
9:10 - 11:00	Presentación del Proyecto y resultados (90 min) Preguntas generales (20 min)
11:00 - 11:15	Café
11:15 - 13:00	Mesas de trabajo - Retroalimentación de expertas y expertos a la propuesta de diseño metodológico FIPA 2021-18.
13:00-14:00	Almuerzo
14:00 - 15:45	Mesas de trabajo - Retroalimentación de expertas y expertos a la propuesta de diseño metodológico FIPA 2021-18.(Continuación de trabajo)
15:45 - 16:00	Café
16:00 - 17:30	Presentación de trabajo mesas, plenaria



ANEXO 2

Informe de acuerdos alcanzados en taller de expertos

Proyecto FIPA 2021-18 “Diseño para la estimación de población de cetáceos en aguas jurisdiccionales de Chile”

1. Objetivo del taller

El taller buscó la retroalimentación de expertas y expertos sobre propuesta metodológica desarrollada en el proyecto FIPA 2021-18 de estimación de abundancia de cetáceos en Chile. Para esto se trabajó en dos grupos y posteriormente se realizó una plenaria de acuerdo. Los acuerdos del taller son los siguientes:

Acta de acuerdos plenaria	
Fecha	20 de abril 2023
Asistentes al taller	Presenciales: Susannah Buchan; Carlos Olavarría; María Jose Perez; Anelio Aguayo; Ljuvitza Clavijo; Rodrigo Vega; Cayetano Espinoza; Jorge Guerra; Frederick Toro; Doris Oliva Ekelund; Marcelo Campos; Allan Gómez. Online: Sonja Heinrich; Jorge Acevedo; Walter Sielfeld; Juan Pablo Torres
Pregunta 1: ETAPA 1 ¿Cómo aportamos a fortalecer el programa de observadores de IFOP? Considerar no sólo aspectos técnicos.	
Acuerdos	La discusión contó con gran acuerdo hacia la idea de fortalecer el trabajo desarrollado por IFOP, destacando los siguientes aspectos: Capital humano: Se requiere un equipo estable de observadores científicos, la profesionalización de estos y su estabilidad laboral (incluidas mejoras de las condiciones de sueldo). La capacitación debe ser verificada vía certificación con estándares internacionales. Surge la preocupación de las formas más convenientes de lograr esto, debido a las reglamentaciones laborales internas de IFOP. Embarcaciones: Se requiere una nueva embarcación para solventar el problema del espacio para subir observadores. Además, se requiere aumentar la cantidad de cruceros para optimizar la cobertura. Se vienen 2 embarcaciones nuevas una de las cuales una de 54 metros reemplazaría al Abate Molina y podría solventar post 2024 este problema. Métodos de colecta de datos: Se requiere estandarización de los métodos de colecta de datos.

	En general se aprecia que en vista de los aportes que ha recibido anteriormente IFOP (18 mil millones de pesos recibió IFOP en 2022 y 20 mil millones anteriormente), es razonable pensar un ASIPA por mil millones.
Disensos	No hay disensos.
<p>Pregunta 2:</p> <p>ETAPA 1 ¿Está de acuerdo con las zonas de monitoreo para el estrato 3? ¿Deben ser monitoreadas todas las zonas anualmente? De ser necesario sugiera cambios tanto en las zonas definidas como en su periodicidad.</p>	
Acuerdos	<p>En general hay un acuerdo en torno a este programa como una oportunidad de monitoreo en el tiempo y debe tratar de solventar problemas más allá de las peticiones explícitas del MMPA. Este puede incluir insumos para otros procesos de conservación, manejo y geopolítica. Debido a esto se plantea mantener las áreas del estrato 3 e incluir por el norte Antofagasta, Mejillones, Arica, Pisagua, Chañaral de Aceituno y por la zona centro sur San Antonio, Navidad y Matanza. La periodicidad de los muestreos debe hacerse entre primavera y otoño, considerando complementariedad con otros estudios. Para definir la priorización de áreas para este estrato se propone una matriz de especies/lugares y mapa de actores que permita rectificar los lugares de monitoreo. Lo anterior en base a evidencia científica emanada de los primeros años de estudio.</p> <p>Por otro lado, para el caso del estudio de marsopa espinosa, debido a los pocos antecedentes de la población, se considera que debe levantarse un proyecto piloto aparte, que permita evaluar el monitoreo adecuado de la especie.</p> <p>Finalmente se hace énfasis en que el trabajo de monitoreo desarrollado en este y otros estratos debe ser complementado con proyectos FIPA que permitan insumar el programa.</p>
Disensos	No hay disensos.
<p>Pregunta 3:</p> <p>ETAPA 1 ¿Cuáles son los nodos críticos para la consolidación metodológica de los programas en curso?</p>	
Acuerdos	Los nodos críticos se identifican en torno a la capacidad de trabajo colaborativo y a la forma de colecta de datos. En este sentido se plantea como acuerdo que para el éxito del programa es importante tener una visión común para abordar el proceso de forma colaborativa y dar una respuesta país. Es crítico que los datos sean tomados de forma estandarizada y prolja dentro de este marco. Otro punto importante, es la construcción de bases de datos amplias que en base a acuerdos de colaboración de las partes.

Disensos	No hay disensos.
<p>Pregunta 4:</p> <p>ETAPA 2 ¿Qué periodicidad se propone para el estrato 1?</p>	
Acuerdos	<p>La discusión se dio en torno a los costos de este estrato y a los datos que puede aportar para la distribución y abundancia de mamíferos marinos en Chile. Tomando en cuenta que es el estrato más caro, se entiende que en cuanto a periodicidad algunas especies puede ser razonable no monitorear anualmente. Sin embargo, se propone en una primera etapa una periodicidad anual de monitoreo. Debido a que este estrato se implementaría en la fase dos, se realizaría entre 2 o 3 veces dentro de los 5 primeros años y serviría para rectificar y evaluar cómo se prosigue con la forma de cubrir estas zonas/especies, de acuerdo con los aportes que este estrato entregue al monitoreo. En un escenario adverso presupuestario, prescindir de este estrato no inhabilita la ejecución del resto de los estratos.</p>
Disensos	No hay disensos.
<p>Pregunta 5 y 6</p> <p>ETAPA 2:</p> <ul style="list-style-type: none"> - ¿Cómo se podría mejorar el estrato 4? - Actualmente se considera a las barcazas con rutas regulares como plataformas de observación de oportunidad para los canales y fiordos de la Patagonia. ¿Considera que alguna otra plataforma debería ser considerada, otra zona geográfica? 	
Acuerdos	<p>Las preguntas 5 y 6 se fundieron debido a que la mejora del estrato 4 contiene el aumento de las plataformas de oportunidad. Sumado a esto, la pregunta 5 sobre mejoras del estrato cuatro incorporó aspectos relacionados a las áreas geográficas a incluir. En este sentido el acuerdo establece que:</p> <p>Se considera importante incorporar plataformas de oportunidad como los Navimag y otros ferrys, armada por medio de convenios oficiales, salmoneros, cruceros turísticos que ya permiten la presencia de observadores científicos. También se debe incluir observadores científicos con diversas industrias turísticas más allá de Magallanes</p> <p>Se plantea la importancia del muestreo en todo el territorio chileno, por lo que en una primera etapa se propone generar además transectos diseñados en cabo de hornos, canal Beagle, estrecho de Magallanes y aguas adyacentes. Estos transectos pueden ser evaluados en la etapa 3, tomando en cuenta los datos aportados por los transectos diseñados y las plataformas de oportunidad.</p>
Disensos	No hay disensos.

Pregunta 7:

ETAPA 3: ¿Qué modelo de gobernanza sugiere para un eventual programa de monitoreo?

A modo de ejemplo:

- **Generar un consorcio o Memorándum de entendimiento entre instituciones**
- **Consejos consultivos por zona geográfica (o taxonómica)**
- **Generar estructura orgánica del programa (coordinador y otros roles)**
- **Reglamento interno y procesos de planificación**

Acuerdos	<p>La discusión sobre la gobernanza estuvo marcada por los problemas de toma de decisiones, representatividad territorial y coordinación.</p> <p>Hay un acuerdo general en que el programa tiene que implementar una gobernanza que permita el diálogo, los acuerdos y la toma de decisiones compartidas entre los actores involucrados, esto es IFOP como institución y expertos externos. En ese sentido la estrategia de gobernanza debe sobre todo entregar certezas en torno a la integración de las partes en la toma de decisiones.</p> <p>Se considera que debería existir una coordinación nacional, pero también representación regional, que permita la descentralización y pertinencia territorial del programa. En cualquiera de los formatos que tome la gobernanza, se requiere de un/a coordinador/a general para vincularse, tanto con OCs como con los diferentes actores y territorios del programa.</p> <p>Además, hay una preocupación compartida con que se debe buscar una estrategia que permita mejorar las condiciones laborales y salariales de los OCs, que actualmente está limitada por la estructura de IFOP. En este sentido se evalúa la posibilidad de buscar una forma externa a IFOP.</p> <p>Finalmente hay acuerdo en que deben establecerse protocolos para compartir datos, con reglas claras como memorándum de entendimiento entre las partes participantes. Sin perjuicio de esto se pueden explorar otras formas de cooperación e integración nacional.</p>
Disensos	<p>No hay acuerdo con la forma específica que debe tomar la gobernanza, se considera un tema que aún debe ser evaluado. En el taller surgen 2 propuestas:</p> <p>1.- Proyecto ASIPA con financiamiento directo a IFOP: Se considera que una forma simple de ordenar el programa es por medio del financiamiento a IFOP que permita la implementación del programa y sus etapas. Debido a que es difícil monitorear la acciones y decisiones de IFOP, se propone que el convenio de los fondos ASIPA integre aspectos de la gobernanza, como la toma de decisiones compartidas entre IFOP y GTMM como consejo asesor y organismo incidente y deliberante. En este caso, se propone que expertos y expertas que no son parte del GTMM puedan</p>

	<p>integrarse para asegurar su participación. En definitiva, es una estrategia que utiliza dos plataformas ya existentes (IFOP y GTMM), ambas a cargo del programa. Esta se propone como estrategia inicial que permita poner en marcha el programa, sin desmedro a que debe ser perfeccionada en su desarrollo.</p> <p>2.- Creación de un consorcio: Se propone la creación de un consorcio que junte distintos grupos de trabajo y se establezca una gobernanza específica que permita la participación y toma de decisiones de todos. Esto permitiría no concentrar las decisiones y fondos en una sola institución. Esta opción se podría cristalizar vía coordinación de Subpesca.</p>
<p>Pregunta 8:</p> <p>ETAPA 3 ¿Qué procesos, indicadores y verificadores sugiere que deberían considerarse en una etapa 3?</p> <p>A modo de ejemplo:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Procesos: revisión del programa cada 5 años (qué ámbitos), adaptación, revisión de planificación - Verificadores: Informes, artículos científicos, convenios entre instituciones. - Resultados esperados/indicadores de éxito: Científicos, normativos, conservación, manejo, colaboración/cooperación, resultados de abundancia y tendencias poblacionales 	
Acuerdos	<p>Se considera que como programa de monitoreo debe arrojar indicadores que permitan enmendar o corregir métodos de monitoreo. Se acuerda que algunos de los indicadores adecuados para la etapa de evaluación serían:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Indicadores Cobertura y metodologías implementadas - Estimaciones de abundancia - Cantidad de OC capacitados - Efectos de las pesquerías - Evaluación de la gobernanza - Indicadores relacionados con lo técnico útiles para tomar decisiones relacionadas con el manejo.
Disensos	<p>No hay disensos.</p>