

INFORME TECNICO

Potenciales riesgos e impactos de la acuicultura industrial de salmón en cetáceos, en la Patagonia chilena



Ballena azul en cercanías de una salmonera © Rodrigo Hucke-Gaete

Se evalúan los riesgos y potenciales impactos, directos e indirectos, de la acuicultura en cuatro especies de cetáceos. Se brinda especial atención a la evaluación de riesgos espaciales en áreas protegidas de la Patagonia. Esto a partir de la información derivada de los modelos de hábitat de cada especie de cetáceos, de la información disponible sobre el tráfico de embarcaciones de acuicultura y de la información ambiental espacial (INFA) de la salmonicultura y la ubicación de las concesiones acuícolas.

Austral Patagonia es un programa de la Universidad Austral de Chile que **busca mejorar el estatus de conservación** en la porción marina y terrestre de la Patagonia chilena.



Programa Austral Patagonia

Coordinación del informe

Francisco A. Viddi

Autores

Francisco A. Viddi ^{1,2}

Luis Bedriñana-Romano ^{1,2}

Rodrigo Hucke-Gaete ^{1,2}

Laboratorio de Ecología de Mamíferos Marinos,
Instituto de Ciencias Marinas y Limnológicas,
Universidad Austral de Chile (UACH)
Centro Ballena Azul (CBA)

Revisión del informe

Paulina Lobos Catalán, encargada de Ciencias,
Programa Austral Patagonia

Annelore Hoffens, encargada de Comunicaciones,
Programa Austral Patagonia.

Foto

Rodrigo Hucke-Gaete

Cita bibliográfica correcta:

Viddi, F., Bedriñana, L., Hucke-Gaete, R., (2023). Potenciales riesgos e impactos en cetáceos de la acuicultura industrial de salmón, en la Patagonia chilena. Programa Austral Patagonia de la Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.

La información contenida en este documento es de propiedad del Programa Austral Patagonia, y su uso para fines académicos u otros, debe citar correctamente la fuente.

Email: programaaustralpatagonia@uach.cl
www.programaaustralpatagonia.cl

Contenidos

	pág.
1. Resumen ejecutivo	4
2. Introducción	6
2.1. Antecedentes generales	6
2.2. Acuicultura en Chile	7
2.3. Cetáceos cómo especies focales en la planificación y conservación marina en Patagonia	10
3. Justificación y objetivos	12
4. Materiales y métodos	13
4.1. Área de estudio	13
4.2. Obtención de Datos y análisis	14
4.2.1. Datos de transectos lineales: modelos de distribución de cetáceos	14
4.2.2. Datos espaciales de actividades derivadas de la acuicultura	15
4.2.3. Análisis de datos	16
5. Resultados	18
5.1. Distribución de cetáceos y modelos de hábitat: determinación de áreas de mayor importancia	18
5.2. Distribución concesiones para el cultivo de salmones y tráfico asociado	32
5.3. Probabilidad de encuentro y probabilidad de colisiones fatales	37
5.4. Modelos espaciales de riesgo	43
6. Discusión	49
6.1. Distribución y selección de hábitat de especies focales	49
6.2. La acuicultura como amenaza a la conservación marina en Patagonia	53
6.3. Consideraciones finales e implicancias a la conservación	59
7. Referencias	62

1. RESUMEN EJECUTIVO

A medida que la población humana sigue aumentando drásticamente, la necesidad de alimentos también incrementa considerablemente. Mientras que el desembarque de la pesca se ha estabilizado en alrededor de 90 millones de toneladas métricas desde fines de la década de 1980, la producción de la acuicultura ha aumentado de 15 millones de toneladas a fines de 1990, a 80 millones de toneladas métricas para 2018.

La acuicultura moderna se desarrolló para suplir tres aspectos principales: 1) reducir la presión de consumo sobre las poblaciones silvestres sobreexplotadas; 2) servir como una opción propicia para asegurar alimentos (proteína animal) a una población humana en crecimiento; y 3) combatir la pobreza en los países en desarrollo. Sin embargo, se ha corroborado que la acuicultura ha generado diversos impactos negativos sobre el medio ambiente, como el aumento de la presión pesquera para obtener el alimento de los salmones, los escapes de los animales cultivados, su consecuente impacto como especies invasoras, la contaminación de efluentes causando eutrofización, y el uso intenso tanto de fármacos como de productos químicos que tiene efectos nocivos en los ecosistemas marinos.

Un número significativo de investigaciones realizadas a nivel mundial, incluido Chile, han destacado los impactos negativos de la acuicultura, centrándose -sobre todo- en los impactos sobre la calidad del agua y los sedimentos, los cambios en la biodiversidad de invertebrados bentónicos y, en mucho menor medida, los impactos sobre los vertebrados de niveles tróficos superiores como peces, aves y mamíferos marinos. Este último grupo ha sido menos estudiado en investigaciones recientes, a pesar de su rol ecológico clave en los ecosistemas. A nivel mundial se ha reconocido que los mamíferos marinos se ven afectados negativamente por las actividades de acuicultura, pero el alcance de dichos impactos es desconocido en los ecosistemas marinos chilenos. Por otro lado, los mamíferos marinos, en particular los cetáceos, han sido considerados un componente importante en los procesos de planificación espacial marina, considerándoseles objetos de conservación e incluyéndoseles en el desarrollo de planes de manejo de Áreas Silvestres Protegidas en la Patagonia.

Así, el objetivo de esta investigación ha sido evaluar los riesgos asociados y potenciales impactos, directos e indirectos, de la acuicultura del salmón sobre cuatro especies de cetáceos, con especial atención en la evaluación de los riesgos descritos explícitamente sobre el espacio del maritorio de la Patagonia chilena. Ello, a partir de la información derivada de los modelos de hábitat para las especies de cetáceos estudiados, de la información disponible sobre el tráfico de embarcaciones de acuicultura, y de la información ambiental espacial (INFA) del salmón y la ubicación de las concesiones.

Nuestros hallazgos indican que existe una importante sobreposición entre las operaciones de acuicultura, la distribución de las especies y la selección de hábitat de cetáceos en la Patagonia chilena, siendo esto particularmente más significativo en la Patagonia norte. Se desprende de nuestros análisis una serie de zonas de riesgo que comprenden, para las distintas especies en distinto nivel de riesgo, el mar interior de Chiloé, la costa oriental de la Isla de Chiloé, costa occidental del fiordo Reloncaví, costa de Chaitén, golfo

de Ancud, áreas del golfo de Corcovado, boca norte del canal de Moraleda, canales angostos y archipiélagos de la RN Guaitecas, aguas adyacentes a Melinka, canal Puyuhuapi, canal Jacaf, bahía Melimoyu, fiordo Aysén, estero Quitralco, bahía Desengaño, estero Obstrucción, fiordo Última Esperanza y las costas protegidas de la península Muñoz Gamero.

La sobreposición y el potencial efecto negativo de la acuicultura del salmón se basa en los análisis del número y extensión de las concesiones acuícolas, la alta densidad de tráfico de embarcaciones asociadas a la acuicultura, y a la degradación del hábitat por efecto anóxico acumulativo. A partir de estos resultados, se sugiere que algunas áreas esenciales para los cetáceos podrían estar potencialmente amenazadas y esperaríamos interacciones negativas, entre el tránsito de embarcaciones acuícolas con el hábitat y distribución de estas especies de cetáceos. De todas las áreas analizadas, es en el maritorio de la Región de Magallanes donde la interacción entre salmonicultura y cetáceos es menor, sin embargo, a medida que la producción aumente siguiendo las proyecciones al respecto, la sobreposición de esta actividad con el hábitat y la distribución de cetáceos generará interacciones negativas potenciales, como se observa está ocurriendo en la Patagonia norte en los resultados aquí presentados.

A partir de los resultados obtenidos en la investigación, concluimos que las zonas de riesgo identificadas para cetáceos son aquellas en las que tienen una mayor probabilidad de ser afectados por: i) colisiones por embarcaciones; ii) cambios conductuales por perturbación y degradación de hábitat; iii) pérdida de hábitat por reducción de especies presa o degradación general; iv) futuros y posibles efectos a la salud por bioacumulación de metales o antiparasitario; vi) impactos generados por frecuencia e intensidad de FAN (Florecimiento Algales Nocivos).

Los cetáceos son importantes especies indicadoras, emblemáticas y paraguas, y deberían jugar un papel aún más relevante en la orientación y promoción de políticas efectivas relacionadas a la conservación de las porciones marinas de las áreas protegidas; así como también aportar al desarrollo de una acuicultura más responsable en el maritorio. Las proyecciones indican que esta industria continuará creciendo y expandiéndose a tasas significativas al 2030, lo cual incrementaría los estudios hasta ahora evaluados respecto a los impactos potenciales, tanto actuales y futuros, sobre la biodiversidad marina y hábitats en Patagonia.

Los autores de este informe se suman al llamado de connotados científicos chilenos a generar regulaciones más robustas y estrictas que otorguen condiciones para que la salmonicultura se desarrolle como una actividad socio-ecológicamente más responsable. Nuestros resultados entregan datos empíricos para aportar a subsanar un importante vacío de información sobre un grupo poco considerado en la evaluación de amenazas e impactos de la salmonicultura: los cetáceos. Como depredadores de alto nivel trófico, estos juegan un rol importante en los ecosistemas marinos de Patagonia y, por lo tanto, estamos seguros de que, bajo una evaluación ecosistémica, la información relativa a este grupo de animales puede aportar considerablemente a los procesos de planificación espacial marina, tan necesarios en el maritorio tan vasto de la Patagonia chilena, el cual es poco fiscalizado y donde confluyen múltiples actores y usuarios.

2. INTRODUCCIÓN

2.1. Antecedentes generales

El crecimiento constante de la población humana a nivel mundial ha derivado en la explotación acelerada de la vida silvestre y los recursos naturales, y el uso intensivo de los "servicios ecosistémicos". Además, nos plantea importantes desafíos como alimentar adecuadamente a la creciente población y mejorar la calidad de vida de quienes viven en la pobreza, sin perjudicar el medio ambiente. Para 2030, de hecho, se espera que la población aumente a 8.500 millones.

Las necesidades humanas de alimentos, en particular de proteínas animales, han sido cubiertas parcialmente por la pesca y la acuicultura. La acuicultura es una actividad milenaria que ha evolucionado lentamente, a menudo sobre la base del conocimiento tradicional, los avances obtenidos a través de las necesidades, la experiencia positiva y los errores de los acuicultores, o de la cooperación (FAO, 2020). Como resultado, se ha expandido durante siglos, integrado con sus entornos naturales, sociales, económicos y culturales. Sin embargo, la historia de la acuicultura ha cambiado drásticamente, y la ciencia y la tecnología han impulsado el desarrollo de la acuicultura moderna hacia sistemas de cultivo semi-intensivos e intensivos (Nash et al., 2008; FAO, 2020) que generaron un crecimiento sin precedentes de la actividad, llegando a suministrar más de la mitad de la producción de pescado del mundo para consumo humano (Cai & Zhou, 2019). Así, la acuicultura se ha convertido en una de las actividades económicas más importantes a nivel mundial, pasando de generar aproximadamente 15 millones de toneladas a fines de 1990, a más de 80 millones de toneladas en 2018, lo que representa más de 250 mil millones de dólares estadounidenses (FAO, 2020). A nivel mundial esta industria creció, en promedio, un 5,3% anual en el período 2001-2018 (FAO, 2020). Dentro de esta cifra, los peces marinos (como el salmón y la trucha) representan alrededor del 9% de todos los animales cultivados (aproximadamente 7 millones de toneladas métricas). A pesar de ello, la captura o desembarque de peces e invertebrados silvestres sigue siendo mayor que la de los organismos cultivados, la captura se ha mantenido en un promedio de 90 millones de toneladas desde fines de la década de 1980.

Indudablemente, la tecnología moderna ha impulsado el crecimiento de la industria acuícola, pero también ha aumentado considerablemente la exposición del medio ambiente y la vida silvestre en general (Naylor et al., 2000, 2001; Diana, 2009). Mientras la acuicultura industrial aumenta a nivel mundial para proveer alimento a la población, también lo hacen sus impactos ambientales negativos a nivel local, regional y mundial, incluidos la destrucción de importantes servicios ecosistémicos (calidad del agua, calidad del sedimento, otras especies de importancia comercial y recursos marinos, entre otras) (Primavera, 2006). Además, la acuicultura ha dado lugar a numerosos estudios sobre los impactos de las granjas de cultivo, especialmente respecto a la selección y planificación de los sitios en los que se instalan y a los efectos que tienen como la destrucción del hábitat, la degradación general de la calidad del agua, la eutrofización, la presencia de especies invasoras, los cambios en el red trófica natural, la extracción de nutrientes del medio ambiente, la pérdida de hábitat resultante para otras especies, las interacciones negativas con la fauna nativa (peces, aves y mamíferos marinos), el uso de productos químicos nocivos y medicamentos veterinarios, el impacto de las especies exóticas escapadas sobre las poblaciones silvestres (Naylor et al., 2005), las líneas de producción ineficiente o insostenible, y los impactos sociales y culturales negativos en las comunidades y trabajadores de la acuicultura (Naylor et al., 2000; Cromey & Black, 2005;

Watson-Capps & Mann, 2005; Farmaki et al., 2014; FAO, 2020).

Además, la acuicultura no está libre de cuestionamientos éticos y entra en la lista de preocupaciones y debates alimentarios como los alimentos modificados genéticamente (GM), las incidencias relacionadas con la seguridad alimentaria, la aceptabilidad social de los alimentos multifuncionales, la responsabilidad y la rendición de cuentas de los productores de alimentos con respecto al bienestar animal, una creciente falta de seguridad alimentaria para las personas, etc. (Grigorakis, 2010). En particular, se ha prestado especial atención a aspectos éticos específicos de la acuicultura, como el bienestar de los peces (Cottee & Petersan, 2009) y la sostenibilidad de esta actividad (Frankic & Hershner, 2003; Tacon & Metian, 2008).

2.2. Acuicultura en Chile

Además de China que es el principal país acuicultor, Bangladesh, Chile, Egipto, India, Indonesia, Noruega y Vietnam han consolidado su participación en la producción acuícola mundial durante las últimas dos décadas (FAO, 2020). Chile es el octavo productor mundial de acuicultura, pasando de 157 toneladas métricas en 1995 a 1,4 millones de toneladas en 2019, representando el 1,5% de la producción mundial (FAO, 2020; Sernapesca, 2019). Dentro de la acuicultura desarrollada en Chile, la producción de peces representa alrededor del 70% de la producción acuícola nacional. De hecho, Chile se ha posicionado como el segundo productor mundial de salmón después de Noruega, alcanzando 1,1 millones de toneladas (FAO 2020).

Las principales especies de peces cultivadas en el país corresponden al salmón del Atlántico (*Salmo salar*) con 702.000 toneladas, salmón del Pacífico (*Oncorhynchus kisutch*) con 205.000 toneladas, y la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) con 82.000 toneladas (Sernapesca, 2019). El 99,5% de la producción proviene de la Patagonia chilena: Región de Los Lagos (38%), Región de Aysén (49%) y Región de Magallanes (12%), de lo cual se desprende que el norte de la Patagonia alberga alrededor del 87% del salmón producido en granjas en el país, principalmente en el sistema balsas-jaulas.

Desde su desarrollo en Chile, diversos estudios y revisiones científicas han dado cuenta de los efectos directos, indirectos y potenciales de la acuicultura, particularmente de la salmonicultura (Quiñones et al., 2019). A mediados de la década de 1990, los efectos ambientales del cultivo de salmón no eran del todo evidentes. En ese momento, Buschmann et al. (1996) concluyó que la industria no tenía un impacto ambiental significativo; no obstante, investigaciones posteriores mostraron lo contrario, tanto en ambientes dulceacuícola como marinos (Claude et al., 2000; Buschmann y Fortt, 2005; Buschmann et al., 2009a; Niklitschek et al., 2013; Quiñones et al., 2019). El crecimiento de la producción de salmón en Chile ha estado exento de normas y medidas sanitarias y ambientales, lo que ha generado una seria controversia por sus impactos. Estos se han clasificado en, al menos, cinco grupos principales: 1) contaminación orgánica e inorgánica 2) contaminación química y farmacéutica 3) uso del espacio inadecuado (infraestructura) 4) salmón escapado y 5) contaminación acústica (principalmente causada por embarcaciones y maquinaria de motor relacionadas con la acuicultura). Para una revisión extensa consultar a Buschmann et al. (2009) y/o a Quiñonez et al. (2019).

Actualmente la evidencia muestra que los desechos orgánicos de las granjas de salmón, en la salmonicultura, cambian las propiedades fisicoquímicas y la biodiversidad general de los sedimentos bentónicos (Mente et al., 2006; Kutti et al., 2008; Aranda et al., 2010; Hargrave, 2010; Hornick y Buschmann, 2018), produciendo -también- una disminución del oxígeno disuelto en la columna de agua y

del potencial de oxidación-reducción de los sedimentos (Hargrave et al., 1993). Además, los desechos inorgánicos disueltos también pueden acelerar el crecimiento de algas, lo que conduce a la proliferación de algas con efectos poco conocidos, o hasta poco deseados, produciendo resultados en cascada en la red trófica (Buschmann et al., 2006). De hecho, la eutrofización de los canales y fiordos patagónicos originado por el cultivo del salmón en Chile, ha sido reconocida como uno de los problemas ambientales más importantes desde las primeras etapas de desarrollo de la industria (Soto y Norambuena, 2004; Niklitschek et al., 2013; Quiñones et al., 2019). Particularmente Soto y Norambuena (2004) concluyeron que los efectos del cultivo de salmón parecen estar localizados en las áreas debajo de las jaulas e inmediatamente adyacentes a éstas, con algunos efectos más amplios sobre los sedimentos en áreas cercanas, especialmente dentro de un sistema donde el cultivo de salmón es muy intensivo. Sin embargo, se reconoce que el régimen hidrodinámico es un gatillante crucial de la magnitud y temporalidad de los efectos del cultivo de salmón en los sedimentos marinos (Urbina, 2016). La mayoría de los estudios en Chile han encontrado impactos de eutrofización localizados debajo de las jaulas de salmón, sin embargo, no existen análisis más amplios que permitan una mejor comprensión del destino de los nutrientes del cultivo del salmón, especialmente en fiordos profundos y con laderas de alta pendiente (Quiñones et al., 2019).

La salmonicultura además, libera contaminantes químicos y farmacológicos al medio ambiente a través de diversas vías, con impactos ecológicos potencialmente duraderos (Buschmann et al., 2006; Urbina, 2016; Verhoeven et al., 2018). Por ejemplo, la precipitación de cobre en sedimentos, presumiblemente a partir de pinturas anti-incrustantes y desechos de peces no consumidos, se ha asociado con la pérdida de biodiversidad bentónica (Chou et al., 2002; Farmaki et al., 2014). Mientras, en Chile el uso de fármacos en salmonicultura, como antibióticos, superan los niveles permitidos según la regulación de otros países, conociéndose a la fecha efectos adversos en los ecosistemas marinos con potenciales impactos a la salud humana (Millanao et al., 2011; Miranda et al., 2018).

Respecto a los salmones escapados desde las granjas, existen argumentos científicos que indican que los salmones escapados se alimentan de presas silvestres, mantienen tasas de crecimiento positivas y reducen la abundancia de especies de peces nativos mediante competencia y / o la depredación (Soto et al., 2001). Además, las jaulas con un alto número de salmones sirven como fuentes de enfermedades y parásitos cuyo efecto negativo sobre las poblaciones de salmónidos silvestres está bien documentada (Krkošek et al., 2007). Por ejemplo, los brotes de piojos del salmón (*Caligus rogercresseyi*) en Chile han afectado negativamente a la acuicultura de esta especie (Sepúlveda et al., 2004), y existe evidencia de que la especie ha cambiado de hospedador e infestado poblaciones silvestres de peces costeros, como el róbalo *Eleginops maclovinus* (Buschmann et al., 2006).

Los efectos de la salmonicultura, y otros modos de acuicultura, sobre las poblaciones silvestres sésiles, en particular la fauna, se han estudiado intensamente. La fauna móvil, como crustáceos, peces, aves y mamíferos marinos, también interactúan con las operaciones de acuicultura, pero las interacciones son más complejas y estos animales pueden ser atraídos o mostrar aversión a las operaciones de la granja, con diversos grados de efectos (Callier et al., 2018). Las interacciones de la salmonicultura con mamíferos marinos son una preocupación creciente a nivel mundial (Barrett et al., 2019), y si bien este aspecto ha sido levemente mencionado en algunos estudios y revisiones actualizadas en Chile (Sepúlveda & Oliva, 2005; Buschmann et al., 2009b; Quiñones et al., 2019), fue solo hace poco que esta situación se volvió más relevante y pasó a ser una cuestión de investigación, enfoque y discusión.

En general, la industria de salmicultura se ha enfocado en evitar pérdidas económicas por consumo y/o daños de jaulas de parte de lobos marinos, ballenas, delfines o aves. Las interacciones entre ambos se han convertido en un tema de gran relevancia para la industria, la academia, las agencias públicas y el público en general, ya que conllevan -en niveles poco conocidos- a la muerte accidental de animales en redes o durante operaciones, a la obstrucción física de importantes áreas de reproducción y/o alimentación para pequeños cetáceos, obstrucción a rutas migratorias o de alimentación de ballenas, o -incluso- a la eventual caza ilegal de estos animales en las cercanías a los centros de cultivo.

2.3. Cetáceos como especies focales en la planificación y conservación marina en Patagonia

Los depredadores marinos de alto nivel trófico, como los mamíferos marinos, son considerados buenos indicadores del estado y salud de los ecosistemas, así como buenos reguladores de la biodiversidad, principalmente porque se espera que los cambios en la estructura y el flujo de energía de los ecosistemas se reflejen en la parte superior de la red trófica (Bowen, 1997; Moore y DeMaster, 1998). Asimismo, pueden desempeñar el rol de especie clave en algunas comunidades marinas y, por lo tanto, su influencia ecológica puede ser más grande y mayor a lo esperado relativo a su abundancia o biomasa total (Bowen, 1997). En ocasiones, una disminución de las poblaciones de depredadores marinos inicia cambios en la estructura del ecosistema y, a menudo, la pérdida de diversidad general (Harwood, 2001). Esto ocurre debido a que los cambios en la abundancia, distribución y comportamiento de los depredadores marinos de alto nivel trófico pueden ejercer un efecto “top-down” en uno o varios enlaces tróficos, alterando la estructura del ecosistema (Estes & Palmisano, 1974; Estes et al., 1998). Los estudios sobre cambios en la abundancia de especies y/o grupos funcionales en varios niveles tróficos en ecosistemas marinos, han permitido una comprensión más detenida de este fenómeno señalando, por ejemplo, que la interacción directa o indirecta de las pesquerías con estos depredadores marinos ha provocado importantes cambios de patrones y procesos ecológicos (DeMaster et al., 2001). Además de la abundancia, los estudios de distribución han demostrado ser valiosos para analizar mejor la complejidad del impacto de los depredadores en los ecosistemas, especialmente en las áreas costeras donde existe una fuerte interacción con las actividades humanas (Whitehead et al., 2000) tales como la acuicultura. De hecho, la identificación de áreas ecológicas importantes para los depredadores marinos podría ayudar a minimizar -o incluso prevenir- los impactos de las actividades antropogénicas. La protección y/o manejo de áreas importantes o hábitats clave para los mamíferos marinos podría ser crucial para asegurar, no solo la conservación de las poblaciones de estas especies, sino también de los ecosistemas en general.

La conservación de los ecosistemas marinos puede abordarse mediante el uso de varias estrategias que incluyen la aplicación de conceptos de biodiversidad y ecosistemas, así como valores instrumentales (Hunter, 1999; Lundquist y Granek, 2005; Boulton et al., 2016; Rilov et al., 2019). Una estrategia para desarrollar soluciones y acciones para la conservación del ecosistema marino, es el enfoque hacia especies emblemáticas y/o carismáticas, es decir, aquellas especies que se ganan el afecto del público en general, y hacia la especie paraguas: aquellas que tienen requisitos de hábitat muy amplios por lo cual, al proteger sus poblaciones, inevitablemente se protegen también muchas otras especies y elementos de la biodiversidad (Caro, 2010; Maslo et al., 2016). En este sentido los mamíferos marinos son consideradas especies emblemáticas y paraguas (Zacharias y Roff, 2001; Albert et al., 2018), y al ser los principales depredadores del océano su protección conllevaría a su vez la protección hacia múltiples especies.

En este contexto, comprender la distribución de las especies y los factores que influyen en este proceso, son temas importantes tanto para el entendimiento de su ecología como para la conservación (Lawton, 1996; Morrison et al., 1998; Piper, 2011). La capacidad de cuantificar y modelar con precisión los patrones de distribución espacial de los animales es de considerable importancia, porque proporciona información fundamental sobre su naturaleza y cómo se cumplen los requisitos de supervivencia (Buckland y Elston, 1993). Desde la perspectiva de conservación, comprender los patrones de abundancia, distribución y de selección de hábitat, permitiría evaluar posibles respuestas de las especies a los cambios en el medio ambiente (Lemoine y Boehning-Gaese, 2003), y generar cierto nivel de predicción sobre las tendencias de distribución y abundancia de la población en otros lugares (McGarigal et al., 2016). Esto es particularmente relevante para los animales marinos, considerando el potencial impacto y las posibles amenazas a la conservación que las acciones antropogénicas imponen sobre los hábitats marinos (Roff et al., 2011; Aswani, 2019). A esto se puede sumar los efectos negativos que el cambio climático está teniendo sobre la abundancia y distribución de especies, los cuales han ido en aumento en las últimas décadas (Würsig et al., 2002; Lemoine y Boehning-Gaese, 2003; Doney et al., 2012; Trathan et al., 2015).

La conservación marina se basa, frecuentemente, en el establecimiento de reservas o parques marinos que brindan protección a los ecosistemas objetivo o a especies de interés (Agardy, 1994). Si a ello le sumamos que la protección de los mamíferos marinos como potenciales especies emblemáticas y paraguas debería garantizar -también- la salud de otros componentes clave del ecosistema. Se deduce entonces que el diseño de áreas marinas protegidas (AMP) debiesen considerar la distribución de mamíferos marinos como base, por su rol de depredadores de alto nivel trófico. Lo cual ya se ha presentado como un argumento robusto para la creación de AMP (Hooker & Gerber, 2004). En efecto, se han desarrollado modelos de distribución de hábitat de mamíferos marinos para definir los límites de las áreas marinas protegidas (Cañadas et al., 2005). Más aún, los patrones de distribución de mamíferos marinos a menudo exhiben una estructura jerárquica y, por lo tanto, estos modelos pueden proporcionar una herramienta poderosa para evaluar áreas de alta densidad relativa dentro de las AMP, y determinar qué factores influyen en la distribución de estas especies (Redfern et al., 2006). Esto proporciona un enfoque que sustenta acciones de conservación y manejo apropiadas a las diferentes zonas de las AMP.

Lo anterior es el caso particular de la propuesta de nuevas áreas marinas protegidas en Chile, tales como parques marinos, reservas marinas y/o áreas protegidas marinas y costeras de usos múltiples. Recientemente ha surgido una perspectiva notable al respecto, ya que el Gobierno chileno ha reconocido el valor y la necesidad de conservar las aguas marinas adyacentes e interiores de las áreas silvestres protegidas terrestres en Patagonia (parques y reservas nacionales administradas por CONAF), convirtiéndose en una gran oportunidad para mejorar la conservación marina en la región.

Las porciones marinas de la Reserva Nacional Kawesqar, la Reserva Nacional Guaitecas, el Parque Nacional Laguna San Rafael y el Parque Nacional Isla Magdalena, se podrían conservar y manejar adecuadamente a mediano plazo mediante planes formales de gestión que incluyan aspectos de la biodiversidad marina. En este sentido, en el proceso de elaboración de los planes de manejo de estas áreas protegidas, se han identificado varias especies de mamíferos marinos que representan objetos de conservación, y que son especies indicadoras de la salud de los ecosistemas marinos, por tanto, su protección permitiría apoyar la gestión de la conservación de las AMP en la Patagonia.

3. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

Se proyecta un incremento exponencial de la producción acuícola en Chile para el año 2030, principalmente de salmón y trucha (FAO, 2020). Esto significara nuevas áreas para ampliar las operaciones acuícolas y ecosistemas intervenidos. Comprender los impactos de la salmonicultura en el ecosistema marino, es aún más crucial bajo este escenario de crecimiento. Si bien se han realizado importantes revisiones para Chile, en el presente estudio buscamos cubrir importantes brechas de conocimiento en cuanto a los impactos de la salmonicultura sobre los mamíferos marinos, en particular los cetáceos, grupo focal de gran importancia en los ecosistemas marinos patagónicos.

Estudios como este debiesen ser sumamente críticos para el mercado del salmón chileno, ya que la nueva política comercial de Estados Unidos exige a los países exportadores demostrar que, dentro de sus Zonas Económicas Exclusivas, la industria pesquera y acuícola cumple con medidas equivalentes a la Ley de Protección de Mamíferos Marinos de los EE. UU. De lo contrario, se corre el riesgo de perder licencias de exportación de los productos del mar a este mercado.

En este contexto, el objetivo general de este estudio es realizar una evaluación de los riesgos y potenciales impactos de la salmonicultura sobre cuatro especies de cetáceos en la Patagonia chilena, con énfasis en la porción marina de las áreas protegidas. Se presta atención a cualquier interacción negativa existente o potencial, sobre las especies focales. Este estudio cobra gran relevancia dado el consenso cada vez más generalizado y robusto sobre la incompatibilidad de la salmonicultura dentro de las áreas protegidas (Friedlander et al., 2021).

Los objetivos específicos de este estudio son:

1. Determinar la superposición espacial entre las áreas de alta densidad esperada de cetáceos y las concesiones acuícolas de salmón en operación en la Patagonia chilena.
2. Estimar la probabilidad relativa de colisión entre las especies de cetáceos con embarcaciones asociados a la salmonicultura.
3. Determinar la superposición espacial entre las áreas de alta densidad esperada de cetáceos y las áreas altamente degradadas por la contaminación biológica derivada de la salmonicultura, a partir de información ambiental espacial (INFA).
4. Desarrollar un análisis del riesgo para especies de cetáceos a causa de la salmonicultura en las aguas interés de la Patagonia chilena.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. Área de estudio

La Patagonia chilena (41–56 ° S) se caracteriza por su geomorfología y condiciones hidrográficas altamente complejas, además de sus fuertes patrones estacionales y latitudinales en la productividad primaria. Se reconoce a esta región como un sistema marino de transición, influenciado por aguas oceánicas profundas de alta salinidad y nutrientes, y agua dulce superficial de baja salinidad y nutrientes. En general, esta área (figura 1) consiste en una intrincada serie de canales y fiordos, y archipiélagos, que se extiende en 100.630

km de costa protegida.

Las condiciones oceanográficas generales de la Patagonia chilena están bajo la influencia directa de la Corriente de la Deriva del Oeste (CDO). La mayor parte de las corrientes oceánicas impulsadas por el oeste se encuentran con el continente sudamericano aproximadamente en la latitud 41°S. Es una de las principales regiones de fiordos del mundo. Punto de origen de una corriente oceánica en dirección norte, caracterizada por la corriente de Humboldt, que a su vez se divide en dos: costera y oceánica. Además de una corriente oceánica hacia el sur representada por una rama que fluye hacia el polo, la Corriente del Cabo de Hornos (Longhurst, 1998). La interacción entre el CDO, las aguas subantárticas, el agua dulce de los fiordos y las corrientes de marea, definen un fuerte gradiente de salinidad vertical y horizontal (Davila et al., 2002; Palma y Silva, 2004). Esto a su vez tiene un efecto significativo sobre el fitoplancton y los patrones de productividad primaria (Iriarte et al., 2007). La escorrentía de agua dulce y el derretimiento de los glaciares en algunas áreas pueden determinar variaciones en la salinidad, densidad y temperatura del agua. Además, la descarga de sedimentos y material terrígeno por la desembocadura de los ríos también afectan la dinámica de la circulación costera (Silva et al., 1998).

En el presente estudio se consideraron las especies de cetáceos: delfín chileno (*Cephalorhynchus eutropia*), delfín austral (*Lagenorhynchus australis*), marsopa espinosa (*Phocoena spinipinnis*), y ballena azul (*Balaenoptera musculus*). Para detalles de la ecología de estas especies consultar: Viddi et al. (2015) y Hucke-Gaete et al. (2021).

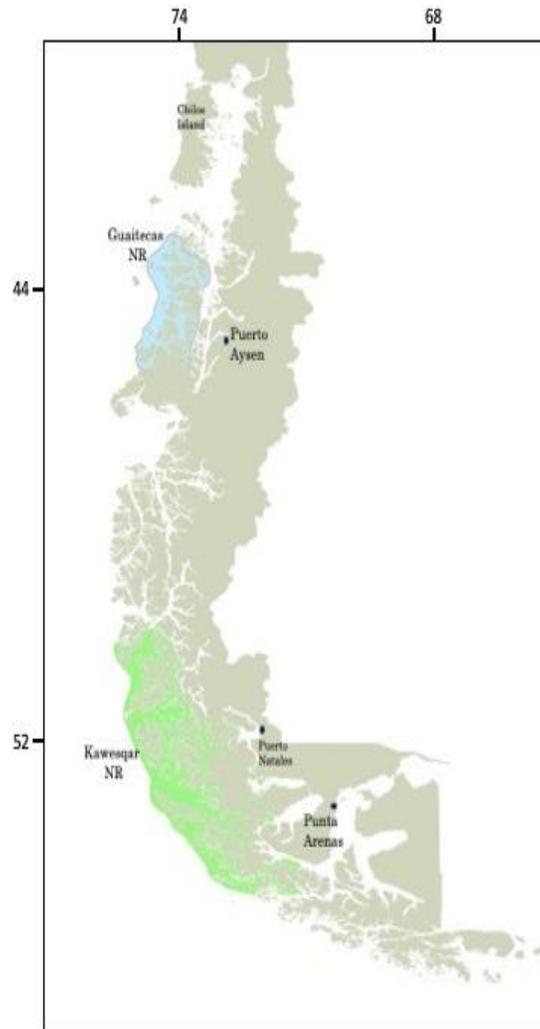


Figura 1. Patagonia chilena: RN Guaitecas (celeste) y RN Kawesqar (verde claro)

4.2. Obtención de datos y análisis

4.2.1. Datos de transectos lineales: modelos de distribución de cetáceos

Los censos realizados desde transectos lineales marinos se llevaron a cabo en la Patagonia chilena norte ($41^{\circ}\text{S} - 45,5^{\circ}\text{S}$) durante el verano y el otoño entre los años 2009 y 2019. Los protocolos siguieron los métodos estándar de prospección de transectos lineales (Buckland et al., 2004), con algunas modificaciones específicas para prospecciones en embarcaciones pequeñas (Dawson et al., 2008; Williams et al., 2017). Se utilizó una embarcación a motor de 17 m (MN Noctiluca) para la mayoría de las prospecciones, excepto en la costa occidental expuesta de la isla de Chiloé durante 2009, donde se utilizó un velero de 17 m. El equipo de observadores estaba compuesto por tres personas, más una cuarta persona que operaba la computadora para ingresar datos. Se utilizó una tabla de ángulo montada en la plataforma para medir el ángulo radial al grupo de animales avistados, y la estimación de la distancia visual

a los animales se estimó en el primer avistamiento. Para calibrar la estimación de la distancia visual, se corrigieron las estimaciones de la distancia radial a partir de estimaciones específicas del observador (Williams et al., 2007), utilizando distancias conocidas desde puntos de referencia (islas, faros, granjas de salmón y otros barcos) derivadas del radar de la embarcación.

Para la construcción de modelos de distribución de especies se usaron los métodos utilizados en Bedriñana-Romano et al. (2018), que consistió en un modelo de mezcla de N-binomial bayesiano utilizado para modelar los recuentos de grupos de mamíferos marinos en datos de transectos lineales (2009-2019), utilizando técnicas de muestreo a distancia y datos de covariables oceanográficas (Bedriñana-Romano et al., 2018). Las predicciones espaciales de densidades en cada celda de la cuadrícula i (N_i) para cada especie de cetáceos, se realizó utilizando una cuadrícula de 8×8 km para ballenas azules y una cuadrícula de 1×1 km para pequeños cetáceos (delfín chileno, delfín austral y marsopas espinosa).

4.2.2 Datos espaciales de actividades derivadas de la acuicultura

Para caracterizar los patrones de tráfico de embarcaciones acuícolas en la zona, se obtuvo información diaria del seguimiento de éstas (ubicaciones GPS con marca de tiempo para embarcaciones individualizadas), del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura de Chile (SERNAPESCA), disponible en www.sernapesca.cl. La base de datos general fue publicada recientemente por el Gobierno de Chile y comprende datos relacionados con el tráfico de embarcaciones asociados a la pesca industrial y artesanal, la acuicultura y las flotas de transporte, desde marzo de 2019 hasta 2021. La flota de embarcaciones asociadas a la acuicultura es la más diversa de todas, considerando sus diferentes operaciones (transporte de personal, transporte de recursos vivos y procesados, movimiento de suministros e infraestructura) con tamaños de embarcaciones que van de 5 a 100 metros.

Los datos de las embarcaciones se proporcionan a diario, con lagunas de datos producidas durante algunos días. Por lo tanto, VD_i se calculó como un promedio de la suma del número diario de embarcaciones que atraviesan cada celda de la cuadrícula i en un mes, dividido por el número total de días con datos disponibles (rango: 25-31 días).

Las ubicaciones de las concesiones de acuicultura, las áreas disponibles para la acuicultura y otros datos relacionados se encuentran disponibles en <https://mapas.subpesca.cl/ideviewer/>. Los datos sobre la información ambiental espacial (INFA) se obtuvieron desde SERNAPESCA, que es un proxy de la calidad del hábitat, e informa sobre la capacidad de carga productiva de un sitio en función de la condición de oxígeno de los sedimentos debajo del sitio (https://www.subpesca.cl/portal/618/articles-105757_documento.pdf).

4.2.3 Análisis de datos

i) Probabilidad de encuentro y probabilidad de colisiones fatales

Una medida cuantitativa del riesgo asociado al tráfico de embarcaciones se puede calcular como una función monótonica del número de embarcaciones y la probabilidad de colisionar con un individuo (Fonnesbeck et al., 2008; Nichol et al., 2017a). Por lo tanto, como medida de riesgo, calcularemos la probabilidad relativa de que un barco se encuentre con un cetáceo (RPVEM) combinando N_i , y VD_i

(Vanderlaan et al., 2008; Nichol et al., 2017b), de manera que:

$$RPVEM_i = \frac{Pm_i Pv_i}{\sum_{i=1}^n (Pm_i Pv_i)}$$

donde $Pm_i = \frac{N_i}{\sum_{i=1}^n (N_i)}$ corresponde a la probabilidad de observar un cetáceo dentro de cada celda de la cuadrícula i en relación con todas las demás celdas de la cuadrícula n , mientras que $Pv_i = \frac{VD_i}{\sum_{i=1}^n (VD_i)}$ corresponde al número observado de embarcaciones dentro de la celda de la cuadrícula i en relación con todas las demás celdas de la cuadrícula n .

Para generar estimaciones cuantitativas sobre el grado de superposición entre la distribución de cetáceos y el tráfico de embarcaciones, se utilizaron estadísticas de similitud de Shoener's D y Warren's I (Warren et al., 2008). Estas estadísticas van desde 0, que indica que no hay superposición, a 1, que indica que las distribuciones son idénticas. Para utilizar estas estadísticas, las variables N_i y VD_i se re escalaron para que oscilen entre 0 y 1 y se introducirán en la función `nicheOverlap` del paquete R "dismo" (Pennino et al., 2017). La probabilidad de que el impacto de un barco cause una lesión letal, se calculará utilizando la velocidad media del barco (VS_i) por celda i y un modelo de regresión logística desarrollado por Conn y Silber (2013):

$$P(Lethal)_i = \frac{1}{1 + \exp^{-(-1.91 + 0.22 * VS_i)}}$$

El riesgo relativo de una colisión letal entre un barco y un mamífero marino se calculará de la siguiente manera (Vanderlaan & Taggart, 2007)

$$RR_i = RPVEM_i * P(Lethal)_i$$

ii) Modelos espaciales de riesgo

Los modelos de hábitat y distribución de los mamíferos marinos en general, así como la ubicación de las concesiones de salmonicultura y los datos de INFA, se analizaron mediante la evaluación espacial de la superposición entre estas capas. En términos generales, se calculará el área y el porcentaje de cobertura mediante el cual cada capa se sobrepone. Otros modelos de riesgo espacial siguen, en parte, las técnicas descritas en Fock (2011) sobre la integración de presiones múltiples en diferentes escalas espaciales y temporales, Stelzenmüller et al. (2010) y Gimpel et al. (2013, 2018) sobre evaluación de riesgos espacialmente explícita para la gestión marina.



Delfines chilenos cerca de una balsa jaula de salmón ©Nicolas Muñoz

5. RESULTADOS

5.1. Distribución de cetáceos y modelos de hábitat: determinación de áreas de mayor importancia

Nuestras prospecciones han sido desarrolladas extensivamente en Patagonia norte (figura 2), de lo cual se desprende la base de datos utilizada en esta investigación, además de una visión general de la distribución de cetáceos en el área (figuras 3). En tanto, la base de datos de cetáceos para toda Patagonia considera los datos de oportunidad emanados desde múltiples orígenes y distintos grupos de trabajo que han realizado investigación en la Patagonia, y que nos han provisto los datos de avistamientos (figura 4).

Tabla 1. Base de datos de especies de cetáceos observados en la Patagonia desde el año 2009 bajo protocolo de Muestreo a Distancia

Nombre común	Nombre científico	Número de avistamientos
Ballena azul	<i>Balaenoptera musculus</i>	71
Ballena sei	<i>Balaenoptera borealis</i>	7
Ballena jorobada	<i>Megaptera novaeangliae</i>	21
Orca	<i>Orcinus orca</i>	6
Delfín austral	<i>Lagenorhynchus australis</i>	173
Delfín chileno	<i>Cephalorhynchus eutropia</i>	60
Marsopa espinosa	<i>Phocoena spinipinnis</i>	40
TursiÓN	<i>Tursiops truncatus</i>	7
TOTAL		385

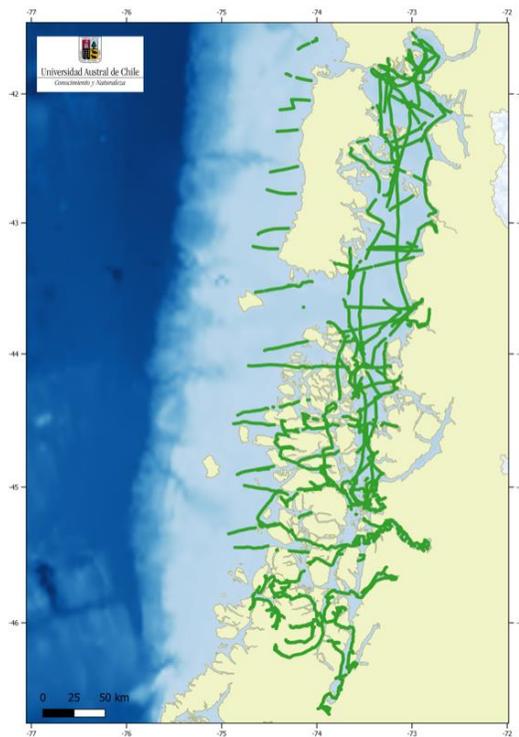


Figura 2. Rutas (líneas verdes) de navegación durante prospecciones marinas en Patagonia norte, realizadas desde el año 2009.

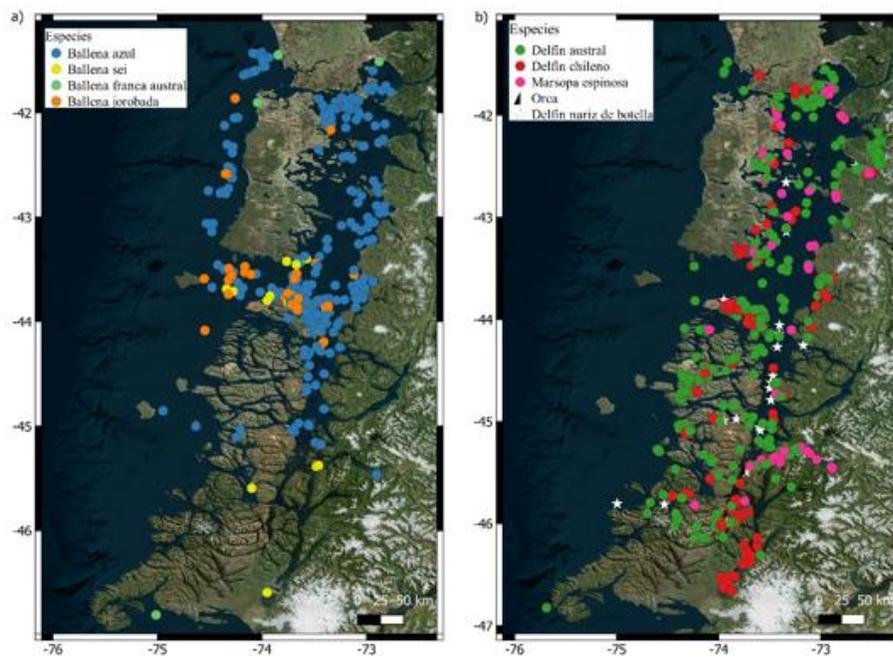


Figura 3. Distribución de avistamientos de cetáceos en Patagonia norte, desde cruceros donde se han implementado técnicas de muestreo a distancia para a) mysticetos y b) odontocetos.

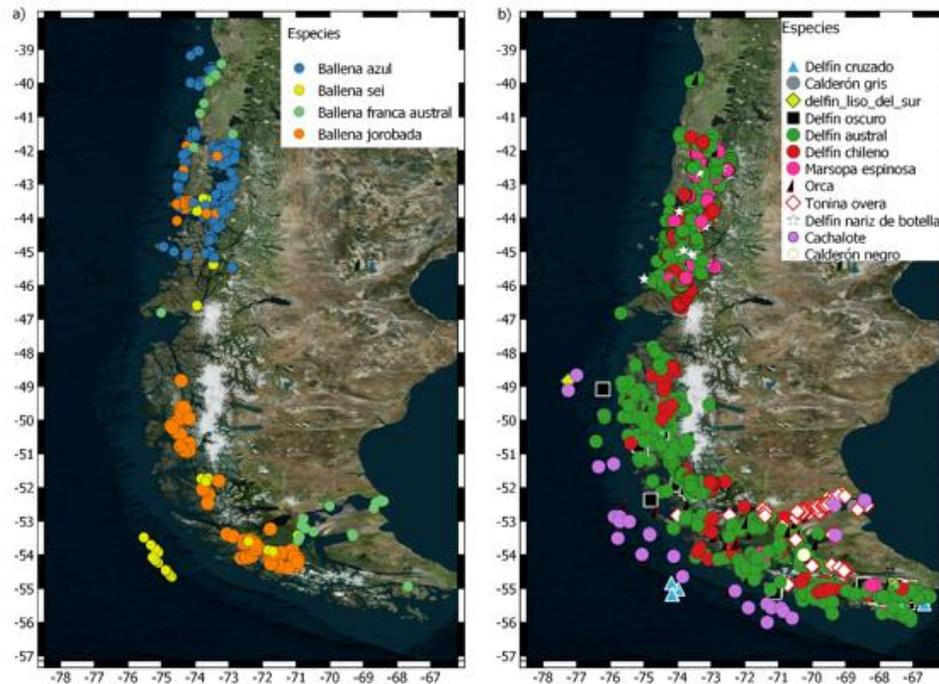


Figura 4. Base de datos de cetáceos para toda Patagonia, considerando los datos de oportunidad emanados desde múltiples bases de datos que otros grupos de trabajo han provisto.

a) Ballenas azules

Tanto los modelos de distribución como de movimiento para las ballenas azules identificaron que la productividad primaria y los frentes termales son las variables más importantes para esta especie (figura 5). Las ballenas azules prefieren áreas donde hubo alta productividad durante la primavera previa a su llegada, y donde la ocurrencia de frentes termales es recurrente. Esta preferencia de hábitat se debería, al menos en parte, a la retención de grandes biomásas de krill y al efecto concentrador de los frentes termales.

Según los resultados del modelamiento para el año 2009 -el año con más datos disponibles- mostraron una abundancia total de entre 370 a 440 animales. Los resultados del “correlated random walk model” de fina escala, mostraron que 5 de las 11 ballenas instrumentadas presentaron una disminución en la velocidad asociada con altos valores de clorofila; dos mostraron una respuesta similar, pero en áreas cercanas a AHCC-s (áreas de alta concentración de clorofila-a durante la primavera antes temporada de verano); y una de estas ballenas mostró ambas. Tres ballenas aumentaron la velocidad en áreas con alta concentración de clorofila, pero en uno de estos casos el hecho fue acompañado por una disminución de la velocidad en áreas cercanas a AHCC-s. Tres ballenas aumentaron la velocidad en áreas cercanas a AHCC-s, pero en dos de estos casos esto fue acompañado por una disminución en la velocidad asociada con una mayor concentración de clorofila. Una ballena disminuyó la velocidad en distancias más cortas a los frentes y la otra mostró el patrón opuesto. Una ballena disminuyó la velocidad y la autocorrelación en aguas más cálidas, mientras que una ballena disminuyó la velocidad a distancias mayores de la costa (ID = 3).

Los modelos Bayesianos jerárquicos de distribución de especies mostraron que AHCC-s fue la variable

explicativa más importante y consistente en la distribución y abundancia de la ballena azul en la Patagonia norte. Incorporar datos accesorios de solo presencia, redujeron la incertidumbre en la estimación de parámetros al comparar con un modelo utilizando solo datos de transecto lineal, aunque otras covariables de importancia secundaria no fueron retenidas por el modelo. En general, los modelos muestran que las ballenas azules se asocian con una mayor probabilidad de densidad de individuos, en el golfo de Ancud, costa oeste de la Isla de Chiloé, golfo de Corcovado, boca del canal Moraleda (figura 5). Esto se asocia a estudios previos que muestran que algunas áreas (golfo de Ancud y la costa occidental de Chiloé) son más productivas que otras, lo cual predice una menor variación en la intensidad de uso de las ballenas azules.

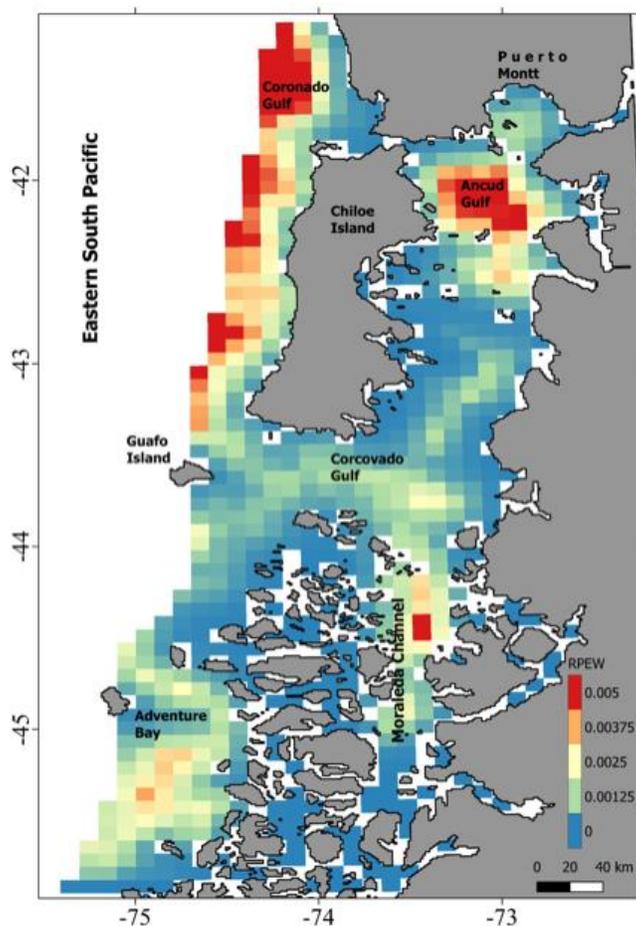


Figura 5: Mapa muestra la variación espacial en la probabilidad relativa de encontrar ballenas azules. Esta métrica combina los resultados de modelos de distribución y movimientos de ballenas azules instrumentadas con transmisores satelitales. La escala de colores de amarillos (mínimo) a rojo (máximo) indican mayores probabilidades de encuentro.

ii) Delfines australes

El delfín austral es la especie de cetáceo que se observa con mayor frecuencia en Patagonia, con más de 750 avistamientos en total, cifra que incluye los datos obtenidos con protocolo de “muestreo de distancia” y datos bajo otros protocolos y métodos en Patagonia norte (figura 3). Los modelos aplicados para explicar y predecir la distribución indican que estos animales seleccionan -principalmente- áreas de baja profundidad, y se encuentran vinculados a sitios con densos bancos de huiro (*Macrocystis pyrifera*, figura

6). Asimismo, los modelos retuvieron las covariables: salinidad, distancia a ríos, complejidad de la costa, “northing” (hacia el norte) y velocidad de corriente vertical (figura 7). Si bien los modelos indican que los delfines australes estarían seleccionando áreas cercanas a ríos, los modelos también indican que prefieren aguas relativamente más salinas, lo cual podría indicar que se asocian a los ríos de bajo caudal.

Si bien los delfines australes son frecuentemente observados en bahías o fiordos protegidos, esta especie se aventura más a aguas expuestas, particularmente en la zona norte del área de estudio (“northing”).

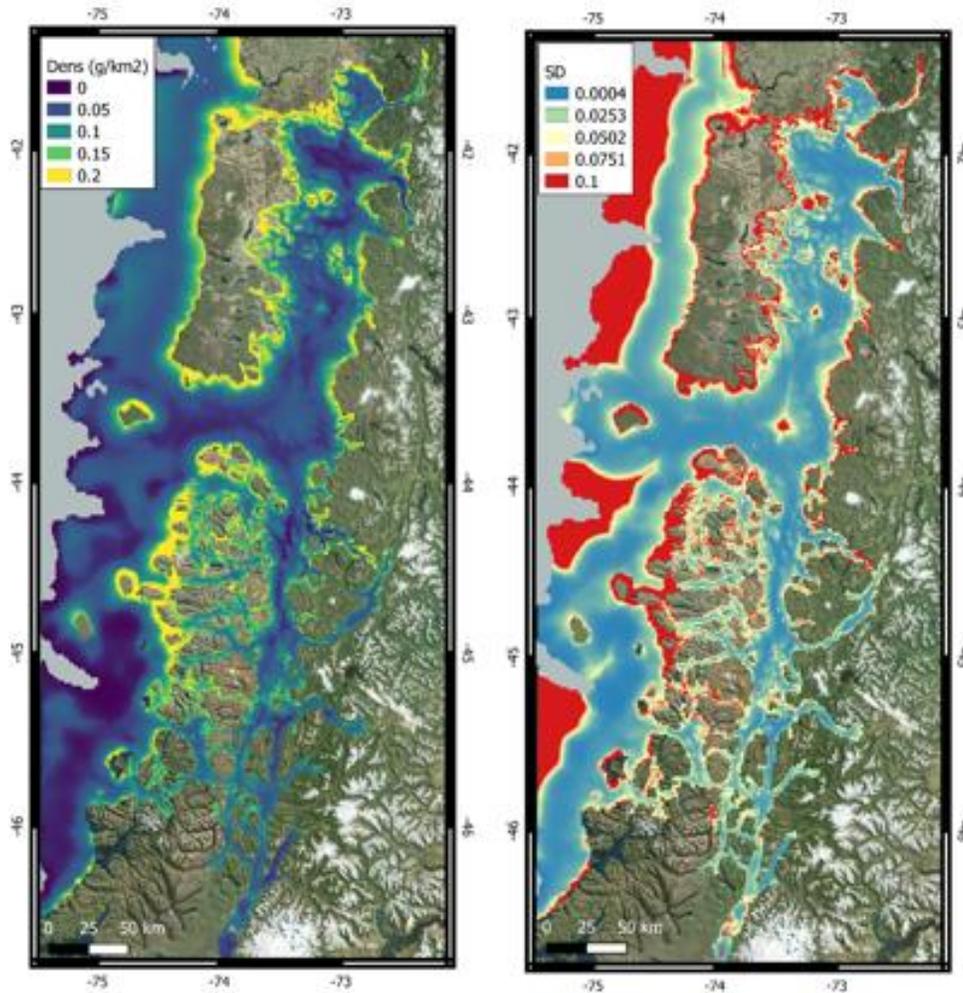


Figura 6. Predicción espacial de la densidad esperada para delfines australes (izquierda) y la incertidumbre asociada a esta predicción (derecha). Estimaciones basadas 100 muestras extraídas de las distribuciones posteriores de los parámetros ajustados en el modelo.

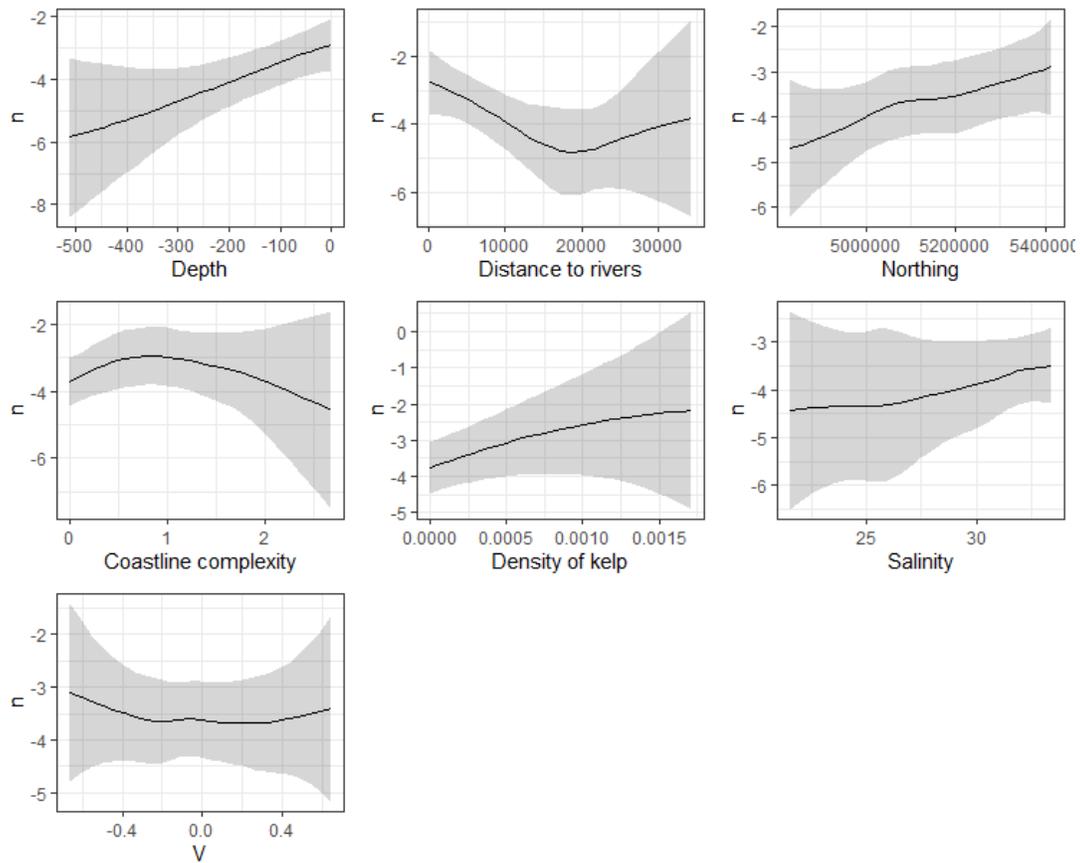


Figura 7. Resultados del modelo de distribución en base a datos de muestreo a distancia, para el delfín austral en la Patagonia norte. Predicciones realizadas en base a modelos GAM muestran variación en la densidad de grupos de delfines con respecto a variables ambientales. Las variables que se muestran en la figura corresponden al mejor modelo seleccionado. Línea negra indica la respuesta promedio y el área gris muestra las estimaciones del intervalo de credibilidad, ambas en base a la distribución posterior de los parámetros ajustados.

Al aumentar la escala espacial de los análisis, los modelos aplicados para explicar y predecir la distribución de los delfines australes para toda Patagonia, difieren en forma significativa entre algunas variables. Las covariables retenidas por los modelos incluyen profundidad, complejidad de la costa, distancia a los bancos de huero, distancia a los grandes ríos, “easting” (hacia el Este) y “northing” (hacia el Norte; figura 8). Los modelos a esta escala indican, al igual que a la escala de Patagonia norte, que los delfines australes seleccionan áreas de baja profundidad y cercanos a bancos de huero. El modelo a esta escala indica que prefieren la zona norte de toda Patagonia, y más hacia el este (cerca del continente). A mayor escala los modelos indican que los delfines seleccionan zonas de alta complejidad de costa, como bahías protegidas o canales angostos. El punto más relevante y dispar, es la aparente preferencia por los ríos más grandes (baja distancia a éstos).

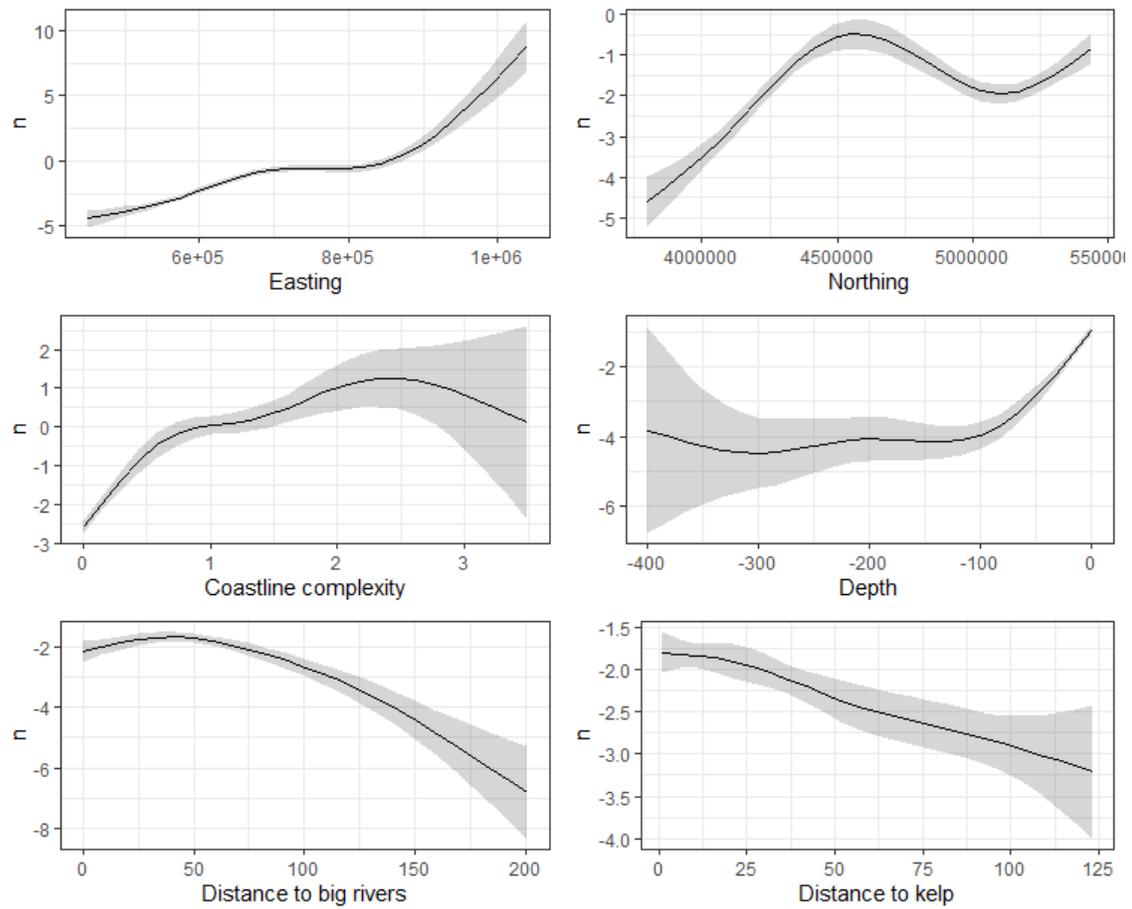


Figura 8. Resultados de modelo de distribución en base a datos de oportunidad para el delfín austral en toda Patagonia. Predicciones realizadas en base a modelos GAM muestran variación en la probabilidad de ocurrencia de grupos de delfines con respecto a variables ambientales. Las variables que se muestran en la figura corresponden al mejor modelo seleccionado. Línea negra indica la respuesta promedio y el área gris muestra las estimaciones del intervalo de credibilidad, ambas en base a la distribución posterior de los parámetros ajustados.

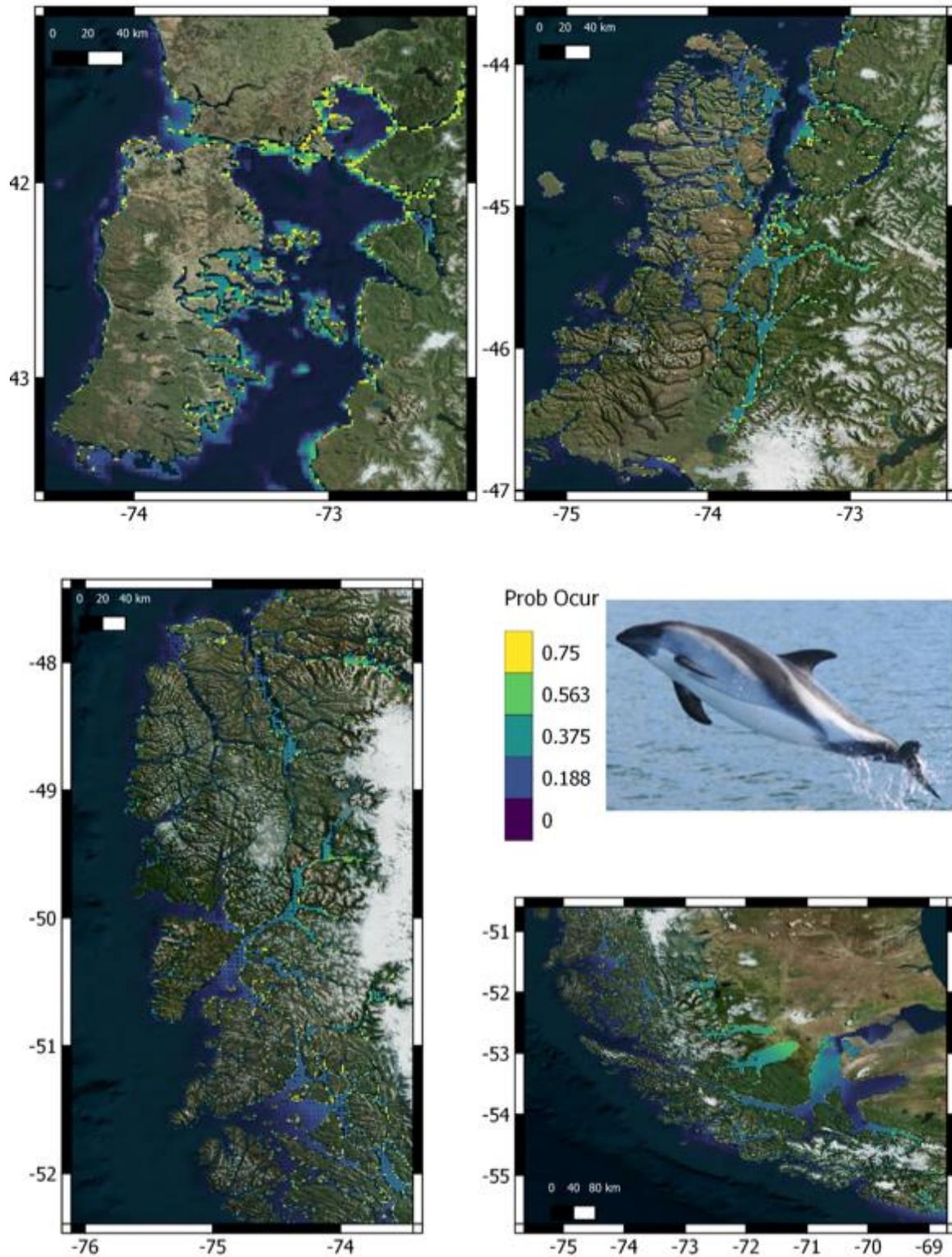


Figura 9. Predicción espacial de la probabilidad de ocurrencia esperada para delfines australes. Estimaciones basadas en 100 muestras extraídas de las distribuciones posteriores de los parámetros ajustados en el modelo.

iii) Delfines chilenos

Los resultados obtenidos muestran que la abundancia de los delfines chilenos para la Patagonia Norte es de aproximadamente 1.800 animales. Los grupos son generalmente pequeños de 3 a 4 delfines. Se observan casi exclusivamente en aguas costeras de poca profundidad, entre canales angostos, pequeños archipiélagos, y particularmente en áreas cercanas a ríos. Estas son características propias de la Reserva Nacional Guaitecas y Parque Nacional Isla Magdalena.

En Patagonia norte, el modelo que mejor explicó la distribución y selección de hábitat de los delfines chilenos, retuvo las variables profundidad, distancia a los ríos y complejidad de la costa. En general, la probabilidad de encuentro de delfines chilenos es mayor en aguas poco profundas, cercanas a los ríos, pequeñas bahías, canales angostos y zonas de archipiélagos (figura 10 y 12).

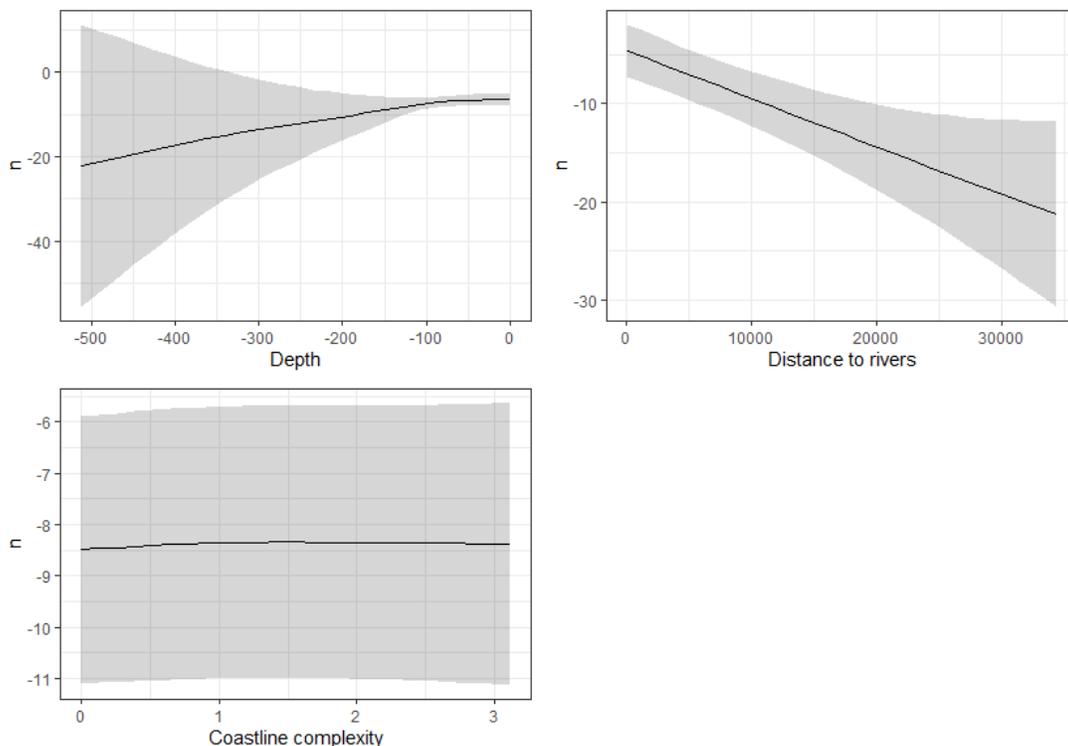


Figura 10. Resultados de modelo de distribución en base a datos de oportunidad para el delfín chileno, para la Patagonia norte. Predicciones realizadas en base a modelos GAM muestran variación en la probabilidad de ocurrencia de grupos de delfines con respecto a variables ambientales. Las variables que se muestran en la figura corresponden al mejor modelo seleccionado. Línea negra indica la respuesta promedio y el área gris muestra las estimaciones del intervalo de credibilidad, ambas en base a la distribución posterior de los parámetros ajustados (cc: complejidad de la costa, distr: distancia a los ríos, prof2: profundidad).

Los modelos aplicados para explicar la distribución del delfín chileno en toda Patagonia retuvieron como covariables la distancia a la costa, la complejidad de la costa, “Northing” (hacia el norte) y “Easting” (hacia el este). A esta escala, el modelo indica que esta especie selecciona áreas cercanas a la costa (baja profundidad), en bahías protegidas, canales angostos o zona de islotes y roqueríos (figura 11 y 12). Según los resultados de los modelos para toda Patagonia, los delfines chilenos estarían seleccionando áreas

costeras más cercanas al “continente” que zonas de archipiélagos. Estas zonas más continentales (hacia el Este) es donde se encuentran los afluentes de agua dulce más importantes.

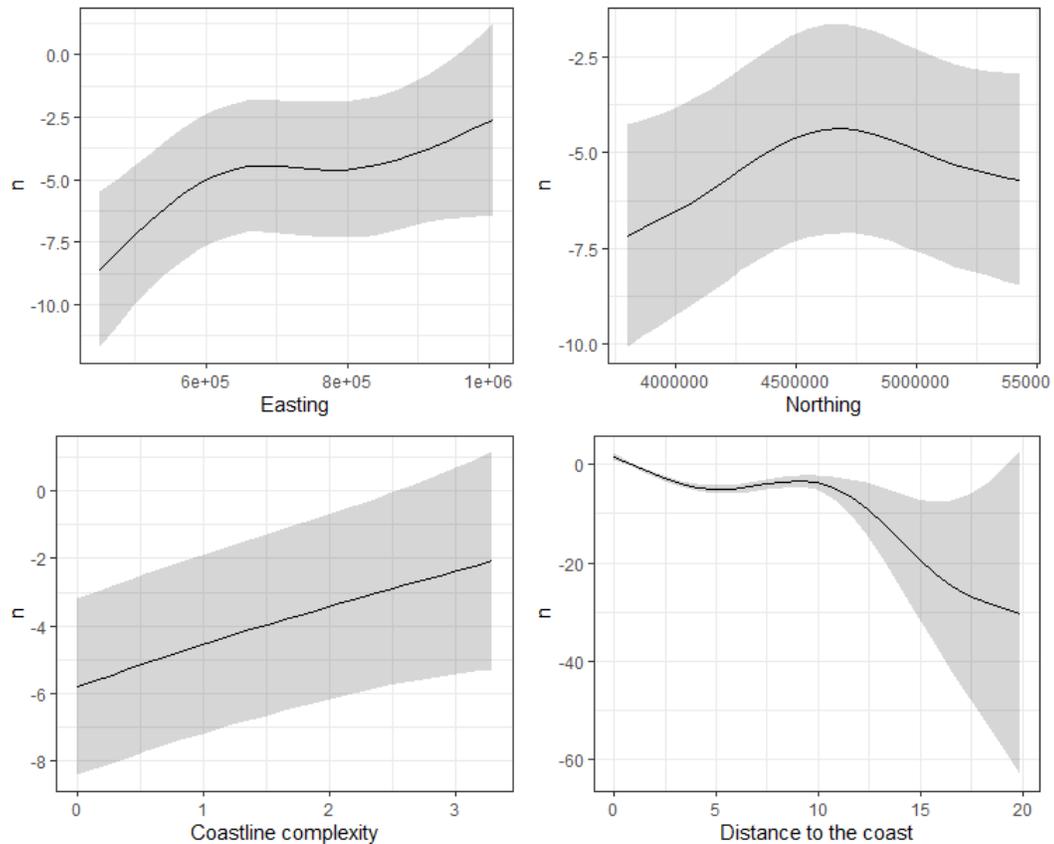


Figura 11. Resultados de modelo de distribución en base a datos de oportunidad para el delfín chileno en toda Patagonia. Predicciones realizadas en base a modelos GAM muestran variación en la probabilidad de ocurrencia de grupos de delfines con respecto a variables ambientales. Las variables que se muestran en la figura corresponden al mejor modelo seleccionado. Línea negra indica la respuesta promedio y el área gris muestra las estimaciones del intervalo de credibilidad, ambas en base a la distribución posterior de los parámetros ajustados.

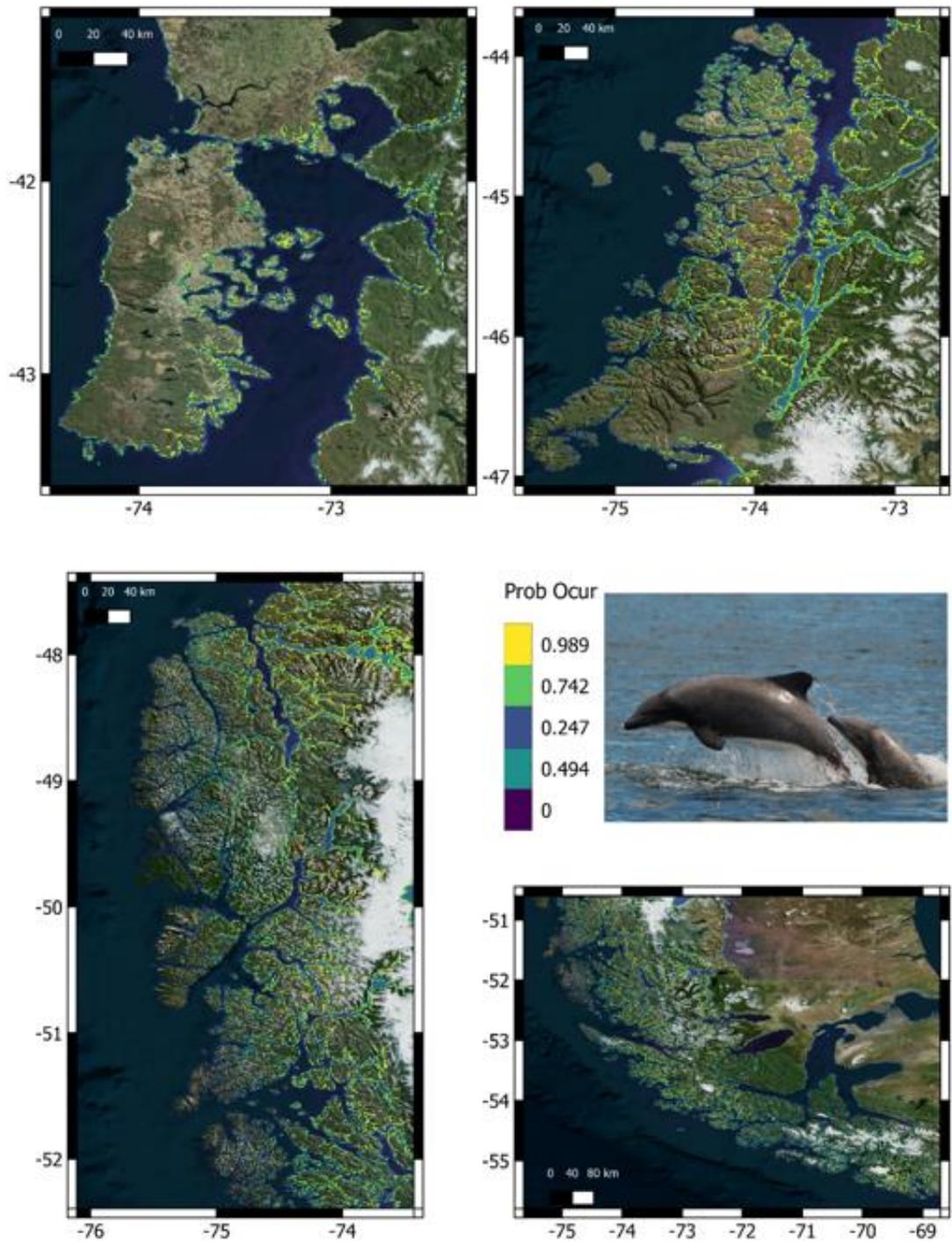


Figura 12. Predicción espacial de la probabilidad de ocurrencia esperada para delfines chilenos. Estimaciones basadas en 100 muestras extraídas de las distribuciones posteriores de los parámetros ajustados en el modelo.

Los datos de avistamientos (analizada) para delfines chilenos está bajo el óptimo, particularmente para la zona sur de Patagonia (Magallanes). Así como para delfines australes, la disponibilidad de covariables para la zona sur es menor comparado con Patagonia norte, lo que tiene un efecto importante en los resultados obtenidos.

iv) Marsopa espinosa

La marsopa espinosa es la tercera especie de odontocetos con mayor frecuencia de observación. Los modelos aplicados para explicar su distribución indican que, al igual que el delfín chileno, las covariables de importancia son la distancia a la costa, la complejidad de la costa, “northing” y “easting” (figura 13). Es una especie costera que ha sido observada principalmente en zonas protegidas, pero también aventura a zonas expuestas y de mayor profundidad. Según estos resultados, las marsopas serían más comunes en Patagonia norte y más frecuentes en la costa continental (figura 14). Sin embargo, así como se ha señalado para las otras dos especies, el posible menor esfuerzo de muestreo (principalmente en zonas expuestas al oeste) y los mayores desafíos logísticos (debido a los fuertes vientos), condicionan nuestra capacidad de obtener resultados más robustos.

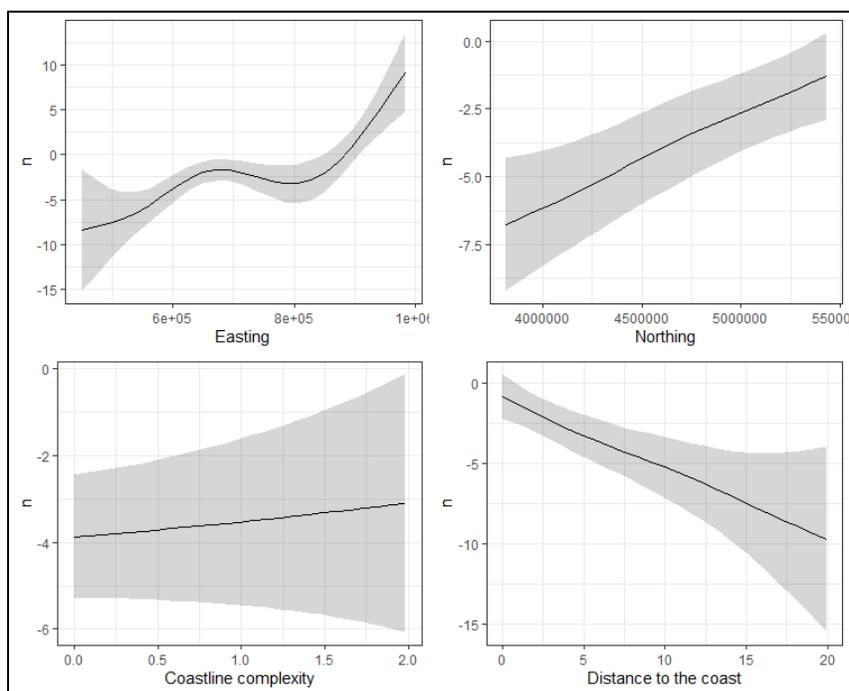


Figura 13. Resultados de modelo de distribución en base a datos de oportunidad para la marsopa espinosa en toda Patagonia. Predicciones realizadas en base a modelos GAM muestran variación en la probabilidad de ocurrencia de grupos de marsopas con respecto a variables ambientales. Las variables que se muestran en la figura corresponden al mejor modelo seleccionado. Línea negra indica la respuesta promedio y el área gris muestra las estimaciones del intervalo de credibilidad, ambas en base a la distribución posterior de los parámetros ajustados.

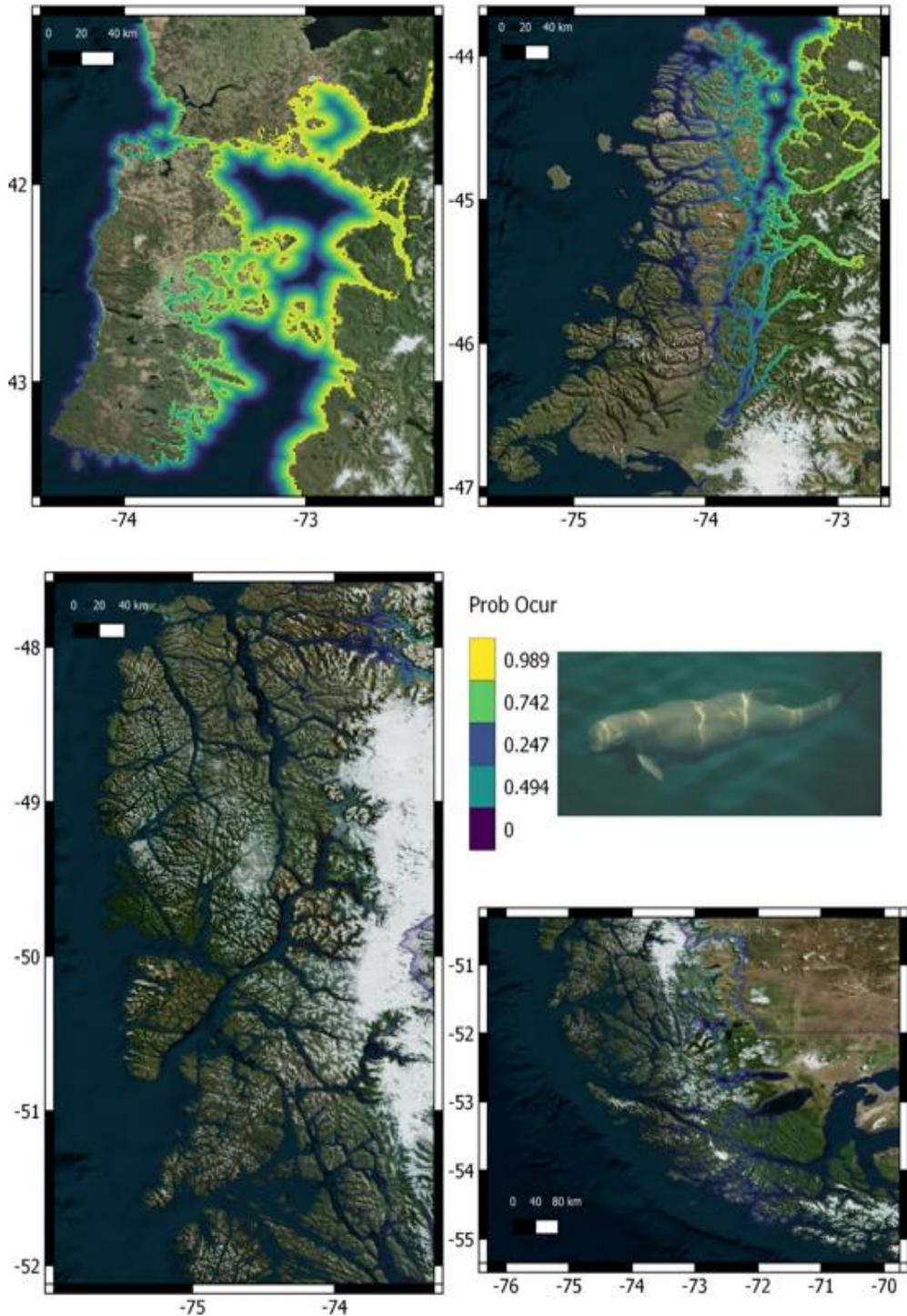


Figura 14. Predicción espacial de la probabilidad de ocurrencia esperada para marsopas espinosas. Estimaciones basadas en 100 muestras extraídas de las distribuciones posteriores de los parámetros ajustados en el modelo. Cabe mencionar que la extremadamente baja probabilidad de ocurrencia de esta especie predicha para gran parte de la Patagonia sur, se debe a la ausencia de datos en esta zona.

5.2. Distribución de concesiones para el cultivo de salmones y tráfico asociado

Existen en toda Patagonia aproximadamente 1.530 concesiones de acuicultura dedicadas al cultivo del salmón (SUBPESCA, 2020), la mayor parte de ellas en la Patagonia norte (regiones de Los Lagos y Aysén, figura 15 y 16). De ellas, 339 concesiones se encuentran otorgadas y/o en trámite en la RN Guaitecas, y 167 en la RN Kawesqar (tabla 2).

Tabla 2. Concesiones de acuicultura para el salmón en la RN Guaitecas y RN Kawesqar. Se indican concesiones otorgadas, en trámite y total, y su porcentaje con respecto al total de concesiones en Patagonia. Al año 2021.

	Superficie (ha)	Concesiones otorgadas	Concesiones en trámite	total	% del total en Patagonia
RN Guaitecas	825.572	319	20	339	22,1%
RN Kawesqar	2.628.429	62	105	167	10,9%



Ballena jorobada

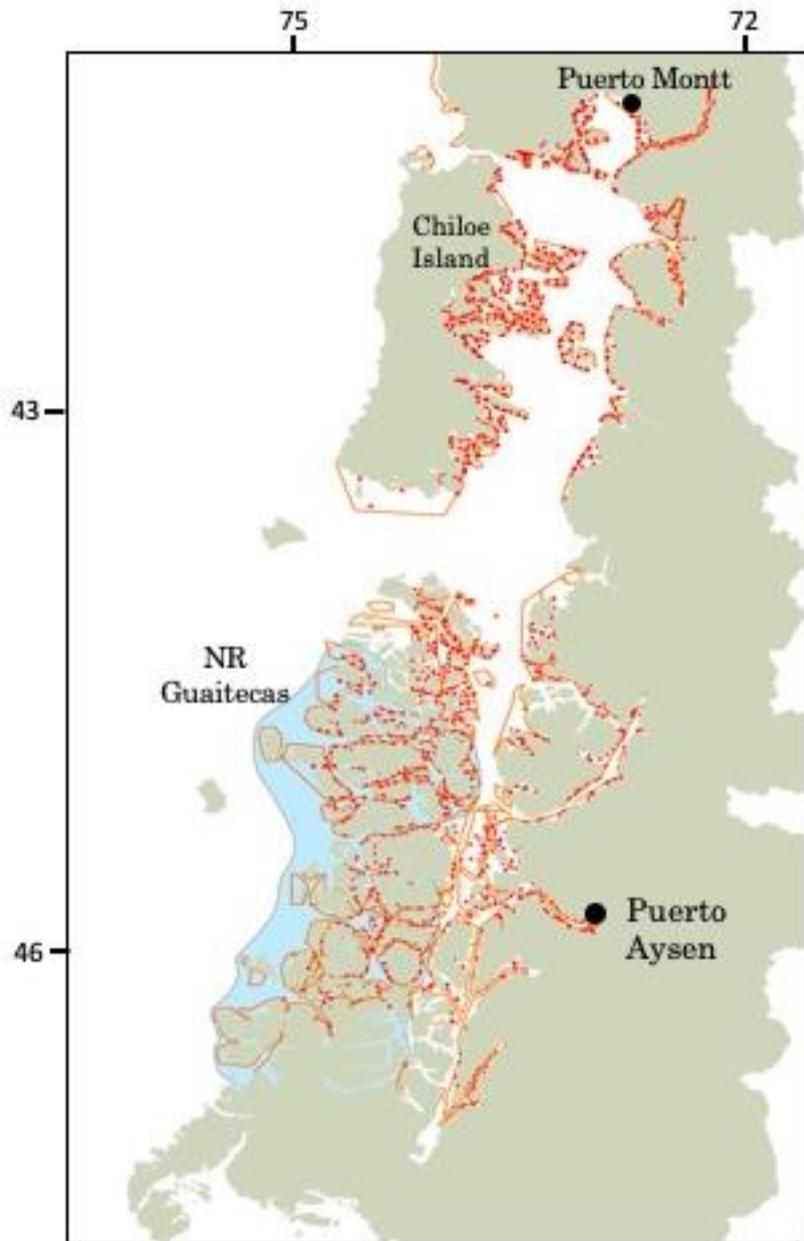


Figura 15. Concesiones de acuicultura para salmón en Patagonia norte (puntos rojos), Áreas Aptas para la Acuicultura (AAA, líneas rojas) y sobreposición con la RN Guaitecas.

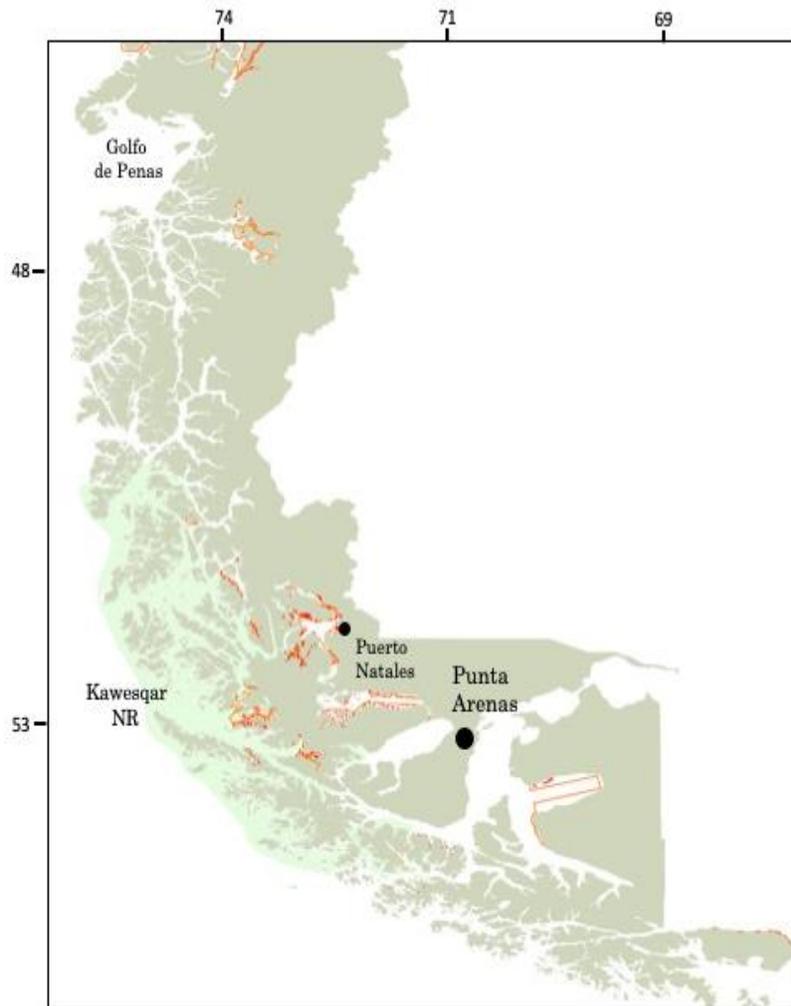


Figura 16. Concesiones de acuicultura para salmón en Patagonia sur (puntos rojos), AAA (líneas rojas) y sobreposición con la RN Kawesqar

La RN Guaitecas comprende aproximadamente 7.900 km de costa/litoral, de las cuales casi un tercio tiene sobreposición con concesiones de salmónes, mientras que aproximadamente el 40% de la costa corresponden a Áreas Aptas para la Acuicultura (AAA, tabla 3). Esto, considerando una zona de amortiguación de 2 km alrededor de las concesiones y los límites de AAA.

Tabla 3. Longitud de línea de costa en las RN Guaitecas y Kawesqar, y las correspondientes sobreposiciones con las concesiones de acuicultura para el salmón y AAA. Se destaca el porcentaje con respecto a la longitud total de costa en ambas reservas nacionales.

	Superficie (ha)	Longitud de línea de costa (km)	Longitud de línea de costa sobrepuesta por concesiones (km)	% de costa sobrepuesta por concesiones	Longitud de línea de costa con AAA (km)	% de costa sobrepuesta por AAA
RN Guaitecas	825.572	7.889	2.240	28,4%	3.190	40,4%
RN Kawesqar	2.628.429	37.834	1.430	3,8%	2.060	5,4%

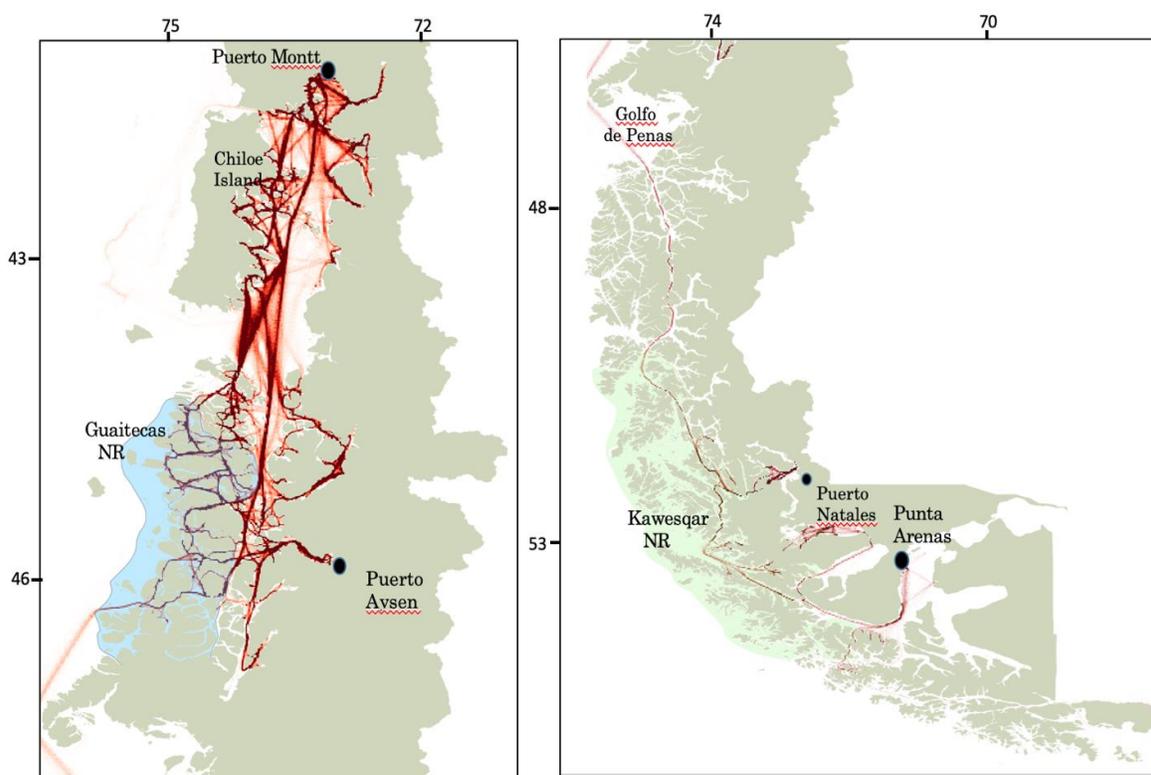


Figura 17. Detalles de tráfico de embarcaciones vinculadas a la acuicultura en Patagonia norte, y sobreposición con la RN Guaitecas y RN Kawesqar (embarcaciones individuales cruzando por km², promediado para el verano/otoño 2019-2020, colores rojos más oscuros indican alta densidad de embarcaciones).

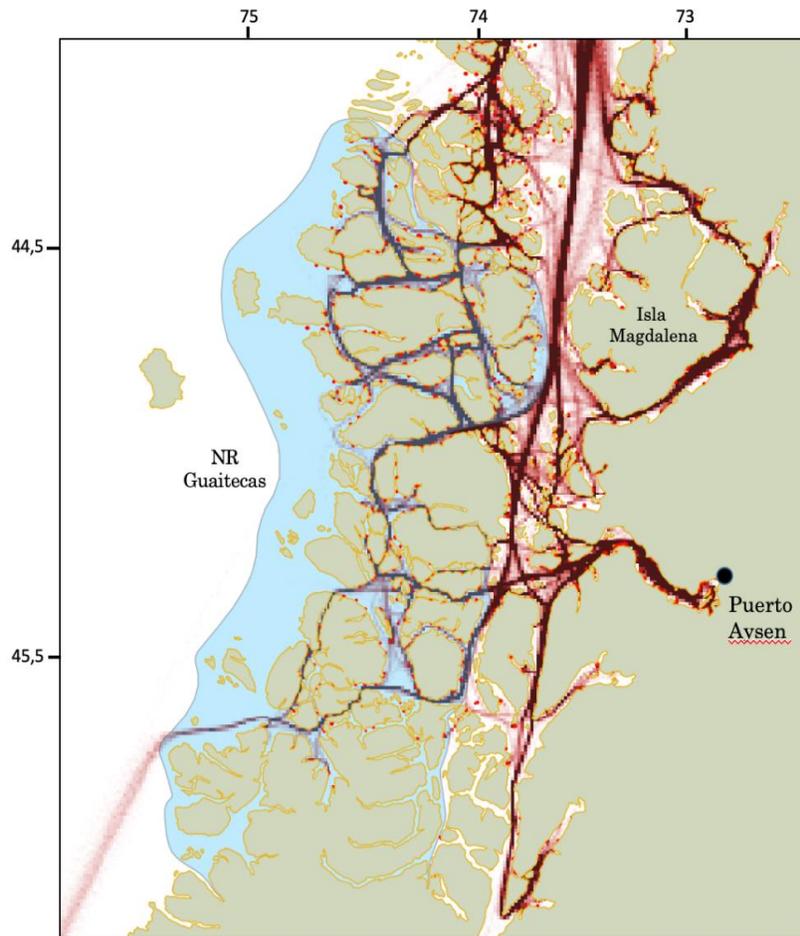


Figura 18. Detalle de la RN Guaitecas y de las concesiones de salmonicultura (puntos rojos) y tráfico de embarcaciones asociados.

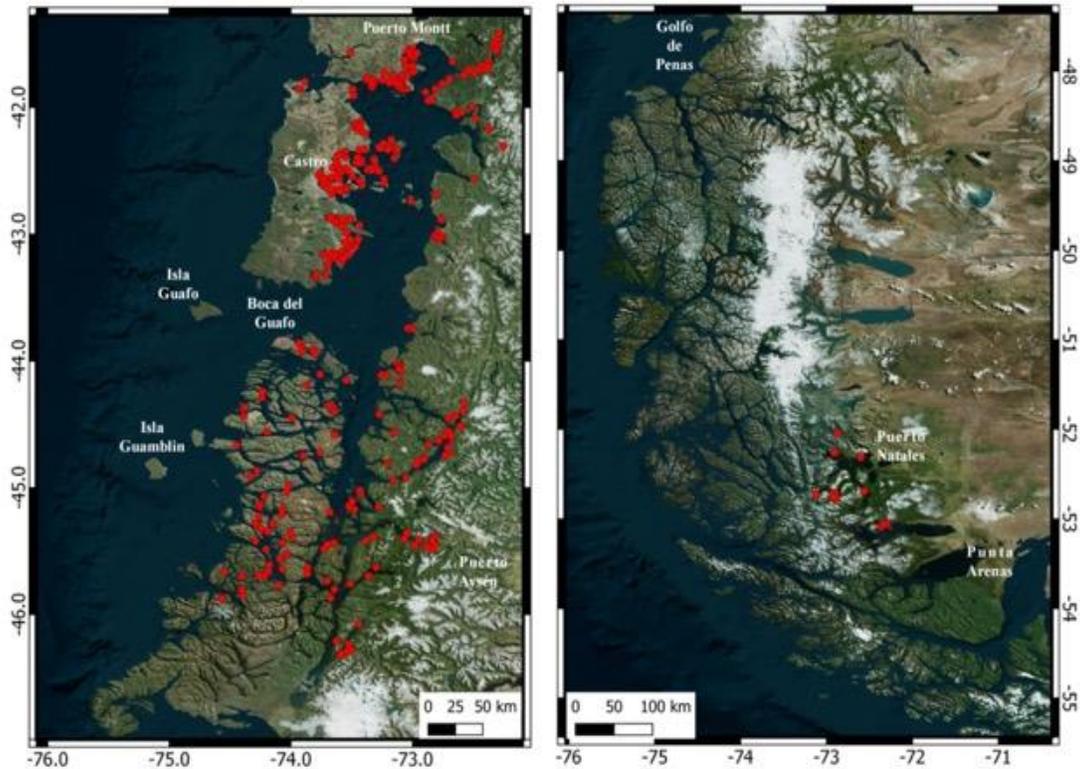


Figura 19. Áreas de concesiones donde sedimento anóxico ha sido detectado (≤ 0 mV potencial redox). Reportes puestos a disponibilidad entre 2012-2019 basado en informes INFAs.

5.3. Probabilidad de encuentro y probabilidad de colisiones fatales

En general, de toda la flota de embarcaciones en la Patagonia, la que presenta una mayor densidad es aquella asociada a la acuicultura. Los valores absolutos de densidad de barcos (n° barcos/ celda 8×8 km*día) fueron más altos para la flota acuícola (rango: 0–78,4), seguido de la pesca artesanal (0–13,9), flotas de transporte (rango: 0–8) y de pesca industrial (rango: 0–1,9) (Bedriñana-Romano et al. 2021). Según los autores, el número más alto de barcos activos por día fue para la flota acuícola (rango: 602–729).

Es así como la flota de acuicultura corresponde a la flota más grande y más densamente distribuida en la Patagonia norte. Con hasta 729 embarcaciones activas operando por día (83% del total) y hasta 78 embarcaciones por día cruzando una sola celda de cuadrícula (Densidad de embarcaciones, o VD). Por lo tanto, si bien las predicciones de RPVEM resaltan las áreas específicas donde es más probable que ocurran interacciones para cada flota de barcos, en términos absolutos es posible que la flota acuícola represente el principal impulsor de las interacciones embarcación-ballena en Patagonia norte.

A partir de estos datos, la Probabilidad Relativa del Encuentro de una Embarcación y una Ballena Azul (RPVEW) es particularmente alta en el mar interior de Chiloé, golfo de Ancud, zonas específicas del golfo de Corcovado, y canal Moraleda, zona adyacente a la RN Guaitecas en el mar interior (figura 20).



Estructuras de salmoneras dejadas como basura en la costa de Patagonia. ©Nicolas Muñoz

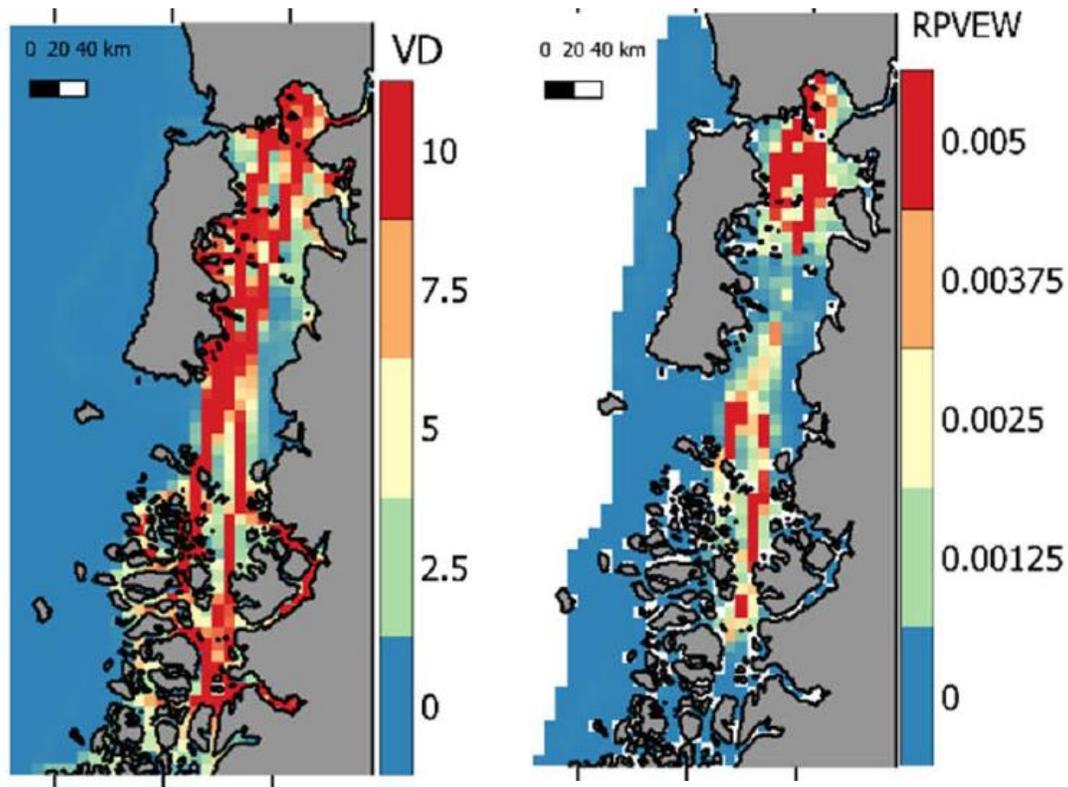


Figura 20. Panel izquierdo muestra la Densidad de Embarcaciones vinculada a la acuicultura como el número medio de buques que visitan cada celda de cuadrícula de 8x8 km por día. El panel derecho se muestra la probabilidad relativa de encuentro de un barco con ballenas (RPVEM) para la flota de la acuicultura. Los datos de las diferentes flotas son proporcionados por el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA) y están disponibles gratuitamente en www.sernapesca.cl. Las capas de datos (incluidos los mapas) fueron creados en R ver. 4.0.2 (www.r-project.org) y ensamblado en QGIS ver. 3.8.0 (www.qgis.org) para el renderizado final. Los mapas se crearon utilizando datos sobre la topografía del lecho rocoso de la NOAA. (<https://maps.ngdc.noaa.gov/viewers/grid-extract/index.html>). Los valores superiores a 0 se consideraron cobertura de suelo.

Los RPVEM (probabilidad relativa de que el barco se encuentre con un cetáceo) obtenidos para delfines australes estuvieron en el rango de 0,0001 a 0,01. La mayor probabilidad de encuentro entre barcos y delfines australes está dada en la costa oeste del seno de Reloncaví, costa este de la Isla de Chiloé (litoral de Castro, Dalcahue, Quellón), canales interiores cercanos a Melinka y la RN Guaitecas, así como en el fiordo Aysén, cercanías a Puerto Cisnes y Canal Jacaf (PN Isla Magdalena, figura 21). En Magallanes, la mayor probabilidad de encuentro se da en las cercanías de Puerto Natales y fiordo Skyring.

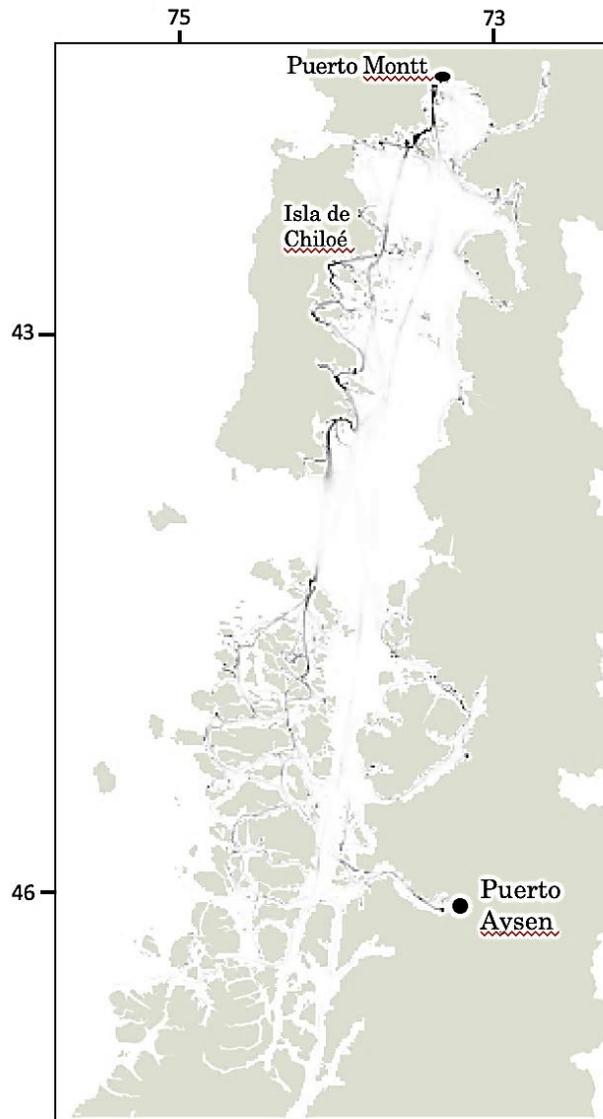


Figura 21. Probabilidad relativa de encuentro de un barco con delfines australes (RPVED) para la flota de la acuicultura (RPVEM entre 0,0015 – 0,01) colores más oscuros representan mayor RPVEM.

Según nuestros resultados, los RPVEM para los delfines chilenos estuvieron en el rango de 0,0001 a 0,04. La mayor probabilidad de encuentro entre barcos y esta especie ocurre en la costa oeste del seno de Reloncaví, particularmente en la zona aledaña a Calbuco, también en varias zonas de la costa este de la Isla de Chiloé (litoral de Castro, Dalcahue, Quellón, bahía San Pedro), canales interiores cercanos a Melinka y en un número importante de canales y bahías de la RN Guaitecas, así como en cercanías a Puerto Cisnes

(figura 22). En Magallanes, la mayor probabilidad de encuentro se da en las cercanías de Puerto Natales, costa oeste de la Península Muñoz Gamero y el canal Valdés, paso Kirke y seno Unión.

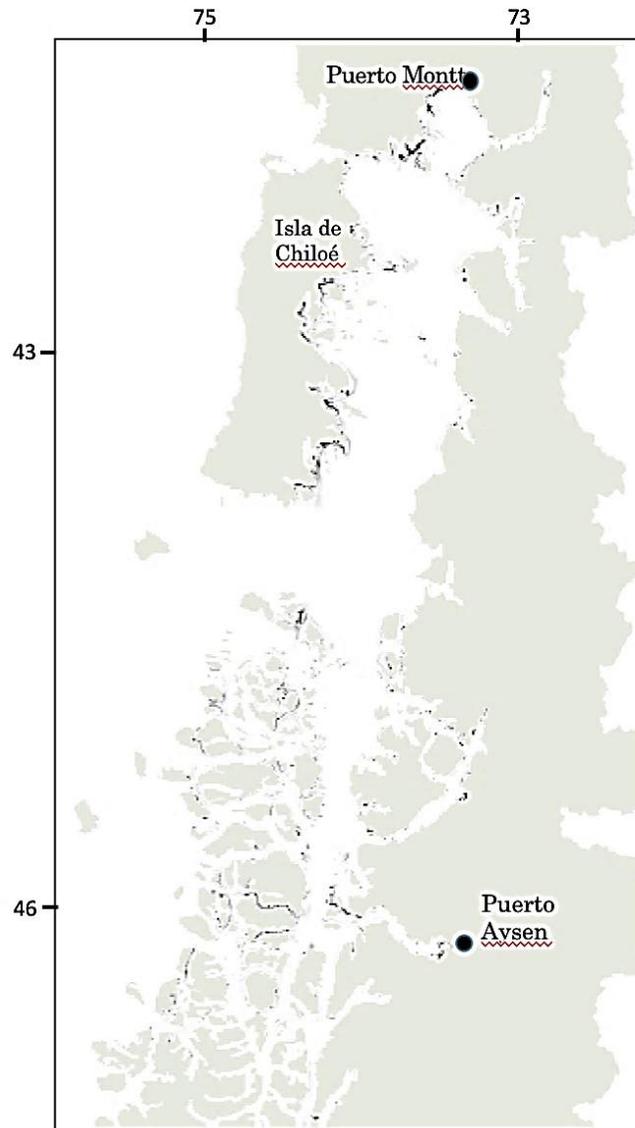


Figura 22. Probabilidad relativa de encuentro de un barco con delfines chilenos (RPVEM) para la flota de la acuicultura (RPVEM entre 0,0015 – 0,04) colores más oscuros representan mayor RPVEM

El mayor valor para RPEM obtenido para marsopa espinosa fue de 0,04. Nuestros resultados indican que la mayor probabilidad de encuentro entre barcos y marsopas está dada en la costa oeste del seno de Reloncaví, costa este de la Isla de Chiloé (litoral de Castro, Dalcahue, Quellón, archipiélagos asociados al mar interior), canales interiores cercanos a Melinka y diversos canales de la RN Guaitecas. Los canales Puyuhuapi y Jacaf, la bahía de Puerto Cisnes, y particularmente el fiordo Aysén, figuran como áreas de alta probabilidad de encuentro (figuras 23). En Magallanes, se detectaron pocas áreas de probabilidad de encuentro, pero la mayor de éstas está asociada a las cercanías de Puerto Natales (bahía Desengaño).



Infraestructura de salmoneras dejadas bajo el agua en Patagonia. ©Nicolas Muñoz

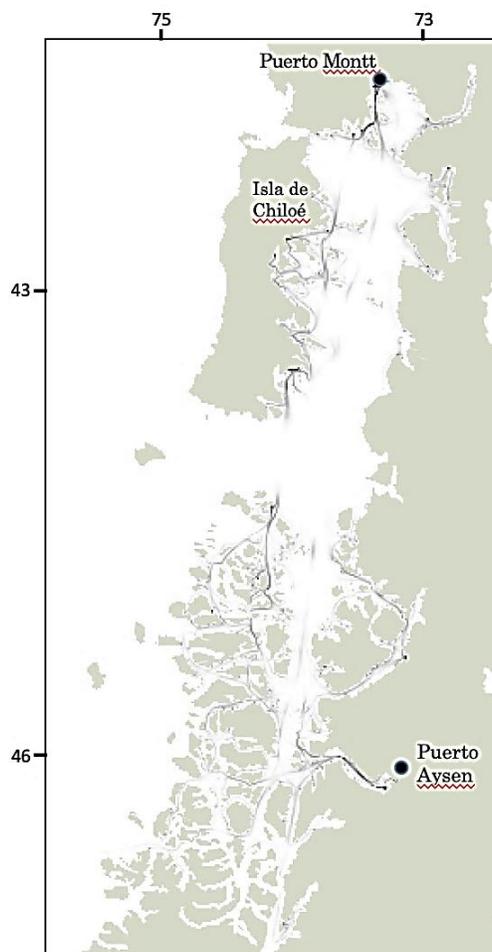


Figura 23. Probabilidad relativa de encuentro de un barco con marsopa espinosa (RPVEM) para la flota de la acuicultura (RPVEM entre 0,0015 – 0,04) Colores más oscuros representan mayor RPVEM.

Tabla 4. Resumen de máximos valores de RPVED obtenidos para cada especie estudiada y en relación con el área en particular (RN Guaitecas y RN Kawesqar).

	Patagonia Norte (RN Guaitecas)	Patagonia Sur (RN Kawesqar)
Delfín austral	0,01	0,0015
Delfín chileno	0,04	0,0024
Marsopa espinosa	0,01	0,0018

5.4. Modelos espaciales de riesgo

En los modelos espaciales de riesgo fueron consideradas cuatro variables “amenazas”: tráfico de embarcaciones (VD), ubicación de concesiones (otorgadas y en trámite) y áreas con detección de anoxia (según reportes INFA)¹. En primera instancia se desarrollaron por separado, para luego elaborar un modelo “final” considerando todas las variables.

i) Áreas con detección de sedimento anóxicos

Se identificó un número importante de áreas de riesgo (por efectos de anoxia) para el delfín chileno en Patagonia norte, específicamente en el mar interior de Chiloé y su archipiélago, bahía de Chaitén, varios puntos en la RN Guaitecas y en el canal Puyuhuapi. Es relevante destacar que los valores de riesgo varían entre 0 (sin riesgo) a 1 (riesgo grave), y que el promedio para Patagonia norte supera los 0,4 (figura 24). En la zona sur, en tanto, el número de áreas de riesgo para esta especie fue menor comparado con Patagonia norte y con menores valores, con solo algunas zonas puntuales en seno Obstrucción, fiordo Ultima Esperanza y seno Skyring, y en el límite sur de la RN Kawesqar (figura 25).

¹ https://www.subpesca.cl/portal/618/articles-105757_documento.pdf y

http://www.sernapesca.cl/sites/default/files/boletin_ambiental_evaluacion_infas_de_los_centros_de_cultivo_dic_2020.pdf

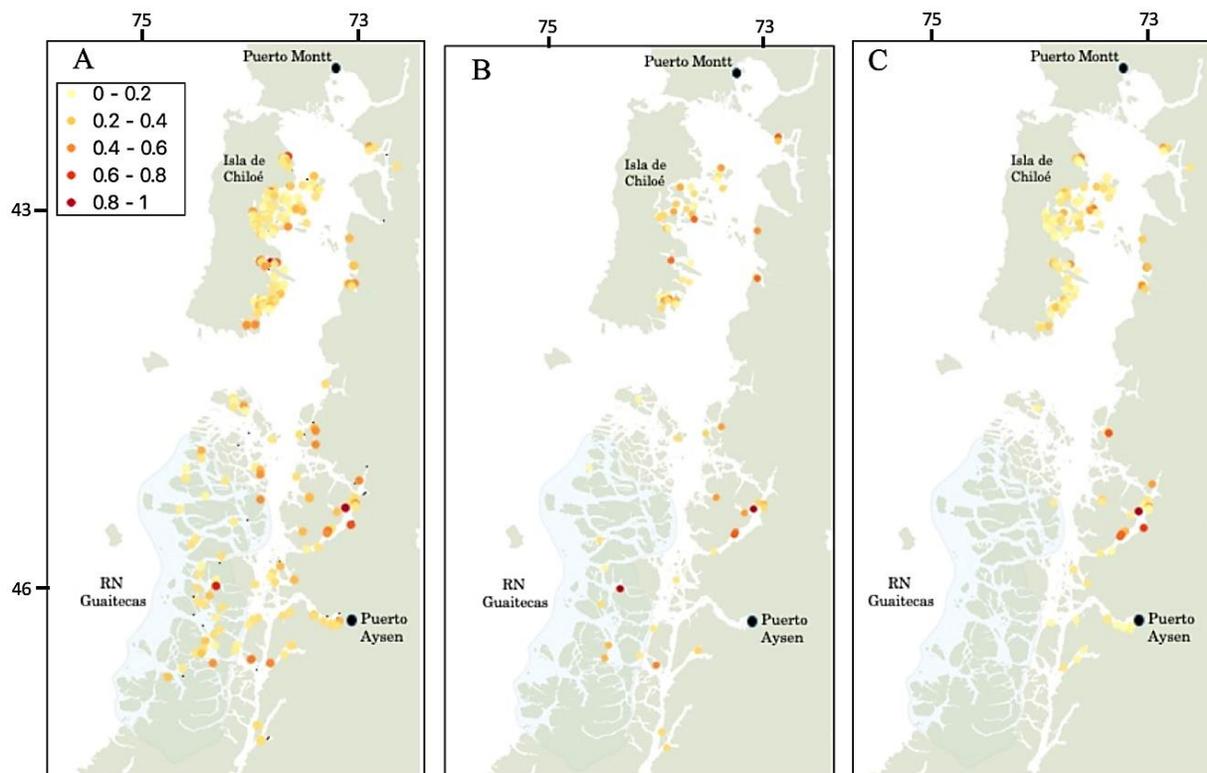


Figura 24. Modelos de riesgo de áreas con detección de sedimento anóxico para A) delfín chileno, B) delfín austral, y C) marsopa espinosa. El índice de Riesgo (leyenda en panel A) varía entre 0 (sin riesgo) a 1 (riesgo grave).

Para el delfín austral en tanto, se identificó un menor número de áreas de riesgo. En Patagonia norte, entre las zonas identificadas también resalta el mar interior de Chiloé, particularmente en la costa de Castro, Dalcahue y Quellón. También se identifica a bahía de Chaitén y Chumilden, en algunas áreas dentro la RN Guaitecas, el canal Aysén y muy especialmente el canal Puyuhuapi. Los valores de riesgo más altos se dieron en esta última área (figura 24). En la zona sur en tanto, los modelos no identificaron zonas de riesgo importantes (al menos con valores sobre 0,02).

Finalmente, para la marsopa espinosa, en el patrón de áreas de riesgo destaca el mar interior de Chiloé, particularmente en la costa este de la isla. Se identifican, además, puntos de riesgo en el fiordo Aysén y en especial en el canal Puyuhuapi, los cuales figuran como áreas de alto riesgo (figura 24). En Patagonia sur, se identificaron varios puntos de riesgo, como seno Obstrucción y fiordo Última Esperanza, sin embargo, todos de bajo valor ($<0,2$; figura 25).

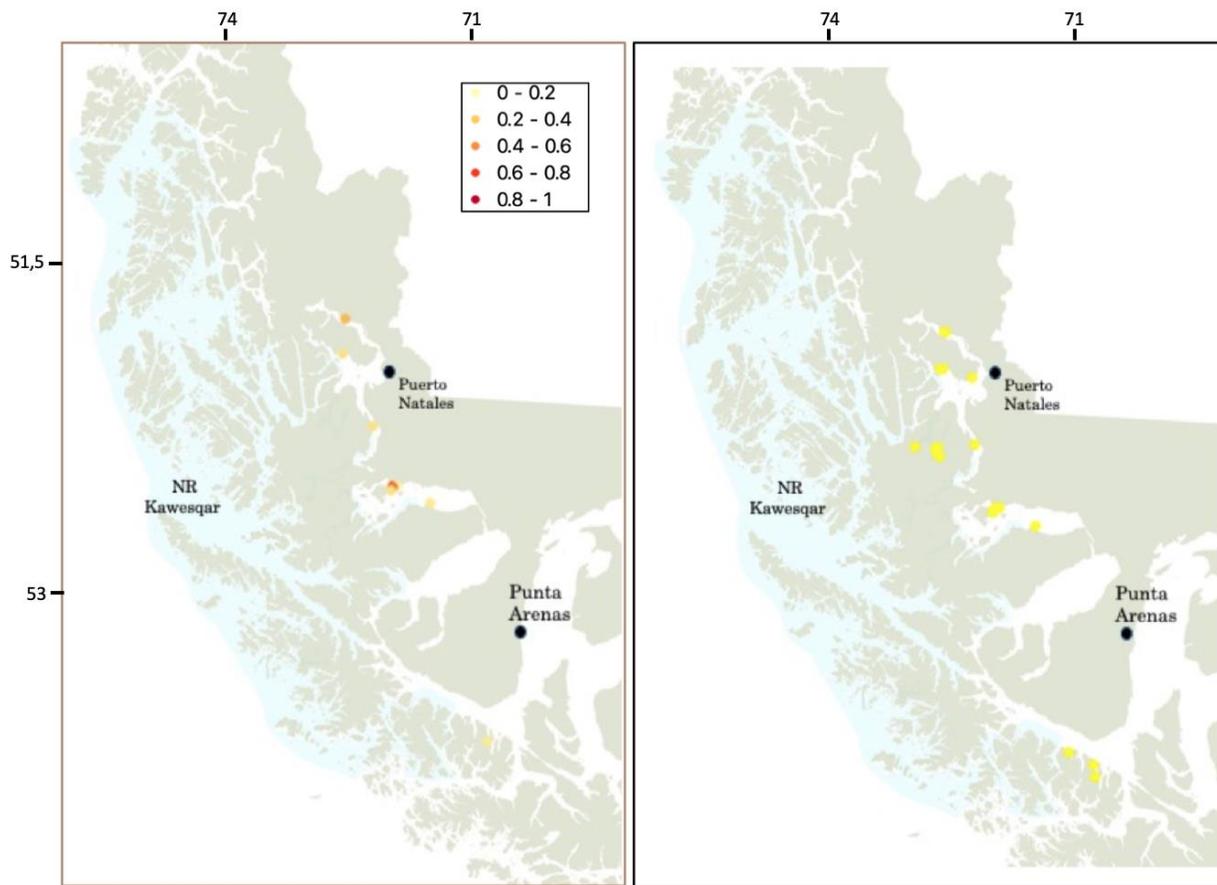


Figura 25. Modelos de riesgo de áreas con detección de sedimento anóxico en Patagonia sur para delfín chileno (panel izquierdo) y marsopa espinosa (panel derecho). El índice de Riesgo (leyenda en panel izquierdo) varía entre 0 (sin riesgo) a 1 (riesgo grave)

ii) Áreas con presencia de concesiones

El modelo de riesgo asociado a la ubicación de concesiones acuícolas para la salmonicultura se mostró significativamente importante para todas las especies. El patrón de las áreas de riesgo varió entre ellas, por ejemplo, el delfín chileno presenta más riesgo de interacción o impacto en parte de la costa de Patagonia norte, y los puntos de riesgo dentro de la RN Guaitecas son significativamente altos. Luego, marsopa espinosa también presenta altos niveles de riesgo de potencial impacto, pero las zonas de riesgo prácticamente son escasas en la RN Guaitecas. Para el delfín austral, en tanto, las zonas de riesgo se concentran en el mar interior de Chiloé, seno y fiordo de Reloncaví, canales Puyuhuapi y Jacaf, fiordo Aysén, fiordo Quitralco, y varios canales que forman parte de la RN Guaitecas (figura 26).

En Patagonia sur no se identificaron puntos de riesgo para la marsopa espinosa, pero sí un número muy importante para el delfín chileno y delfín austral, cuyo patrón de áreas de riesgo coinciden en cierto grado. El fiordo Skyring, costa sur de la península Muñoz Gamero, fiordo Última Esperanza, bahía Desengaño, la boca occidental del estrecho de Magallanes, son algunas de las áreas de mayor riesgo (figura 27).

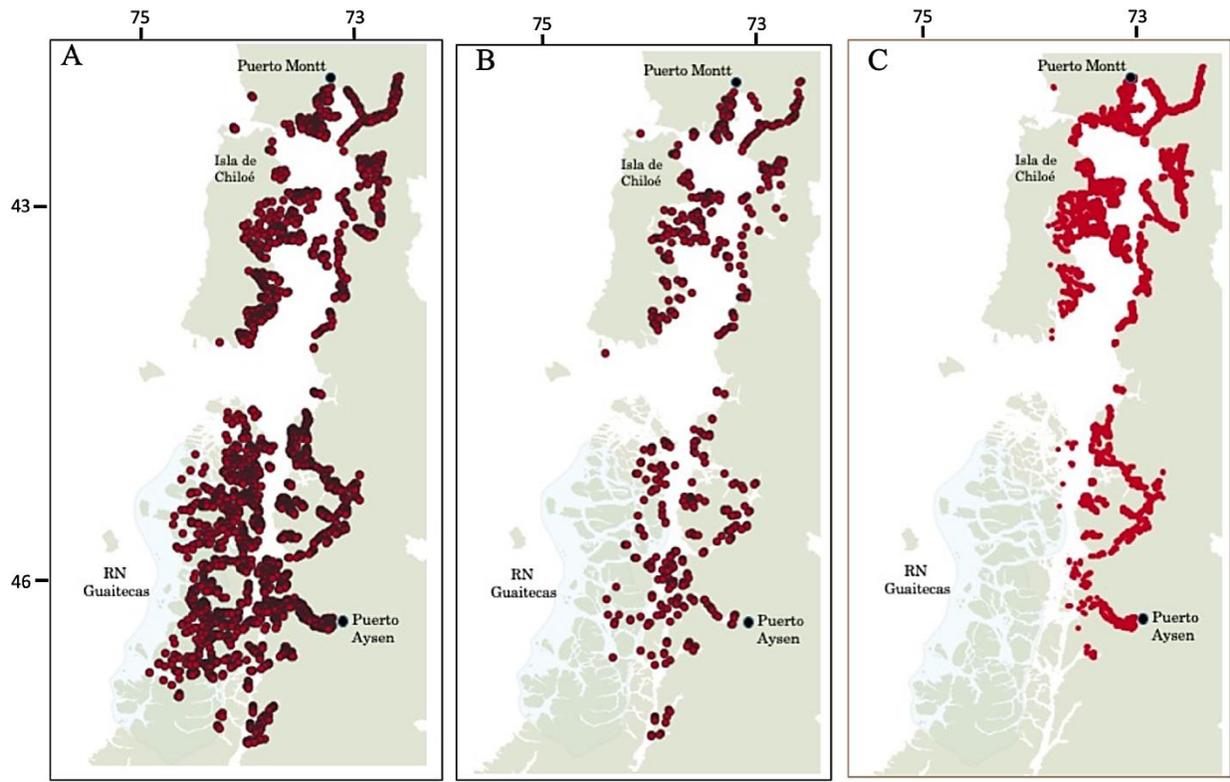


Figura 26. Modelos de riesgo de áreas con concesiones de salmonicultura para A) delfín chileno, B) delfín austral, C) marsopa espinosa. Solo se indican los puntos de riesgo > 0,8

iii) Modelo riesgo combinado

A modo general para Patagonia norte, el delfín chileno es la especie que presenta mayores puntos de riesgo combinado. Las áreas de mayor impacto potencial para esta especie se encuentran en la costa oriental de la isla de Chiloé, en especial en la costa de Quellón y bahía San Pedro. También en la costa de Chaitén, bahía Melimoyu, canal Puyuhuapi, canal Elefantes (boca del fiordo Quitralco), y varios canales de la RN Guaitecas (figura 28).

El delfín austral presenta áreas de riesgo combinado en la costa oriental de Chiloé, principalmente en las cercanías de Castro y Dalcahue. El canal Puyuhuapi, fiordos de la Isla Magdalena y canales de la RN Guaitecas, también fueron identificados como áreas de riesgo.

Las áreas de mayor riesgo combinado para la marsopa espinosa se encuentran en gran parte de la costa oriental de Chiloé y archipiélagos asociados, costa de Chaitén, bahía Melimoyu, canal Puyuhuapi y, en menor medida, en el fiordo Aysén (figura 28).

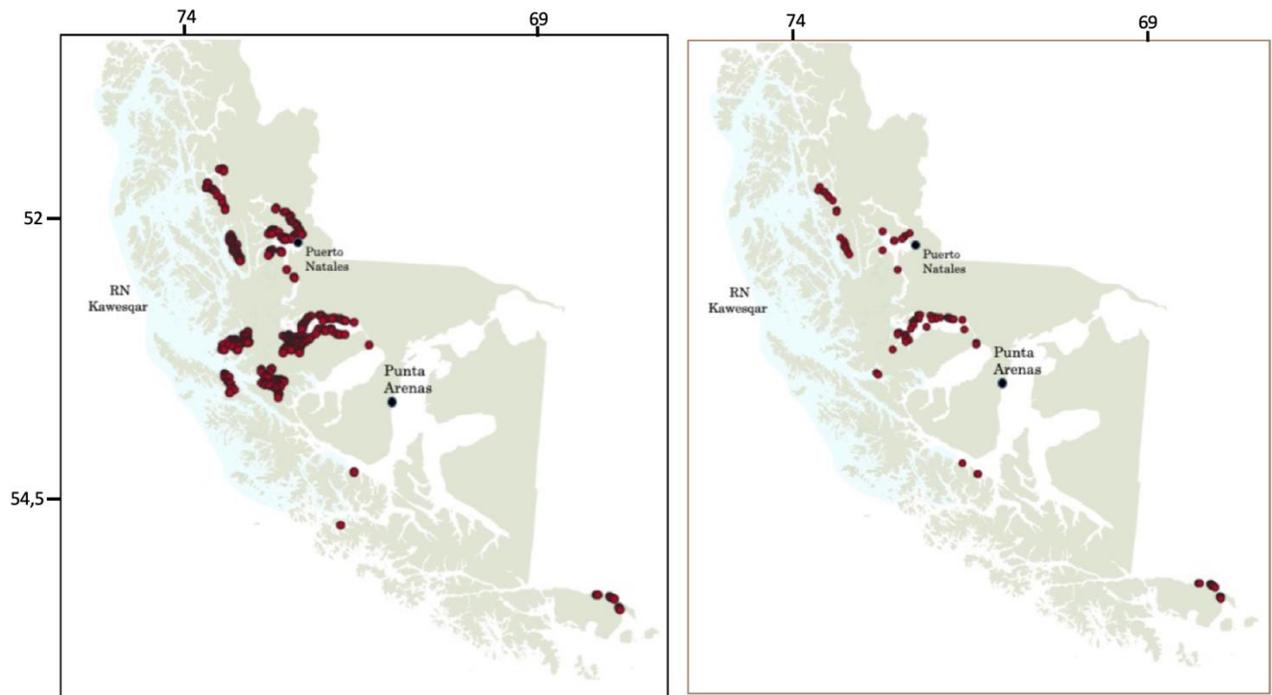


Figura 27. Modelos de riesgo de áreas con concesiones de salmonicultura para delfín chileno (panel izquierdo) y delfín austral (panel derecho). Solo se indican los puntos de riesgo > 0,8

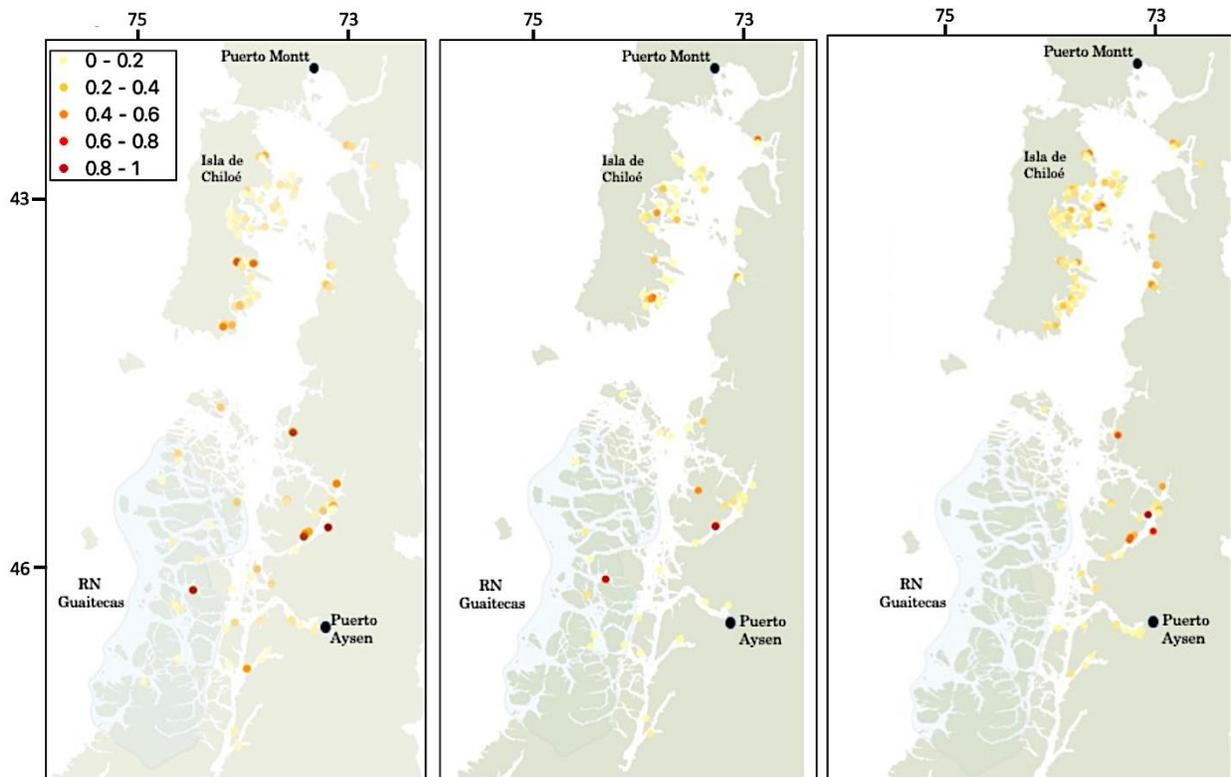


Figura 28. Modelos de riesgo combinado para A) delfín chileno, B) delfín austral, y C) marsopa espinosa. El índice de Riesgo (leyenda en panel A) varía entre 0 (sin riesgo) a 1 (riesgo grave).

Los modelos de riesgo en Patagonia sur no identificaron áreas de alto riesgo combinado, excepto por algunas zonas puntuales (de valor medio) en las cercanías a Puerto Natales (canal Valdés, seno Obstrucción, bahía Desengaño), tanto para el delfín chileno como para la marsopa espinosa (figura 29).

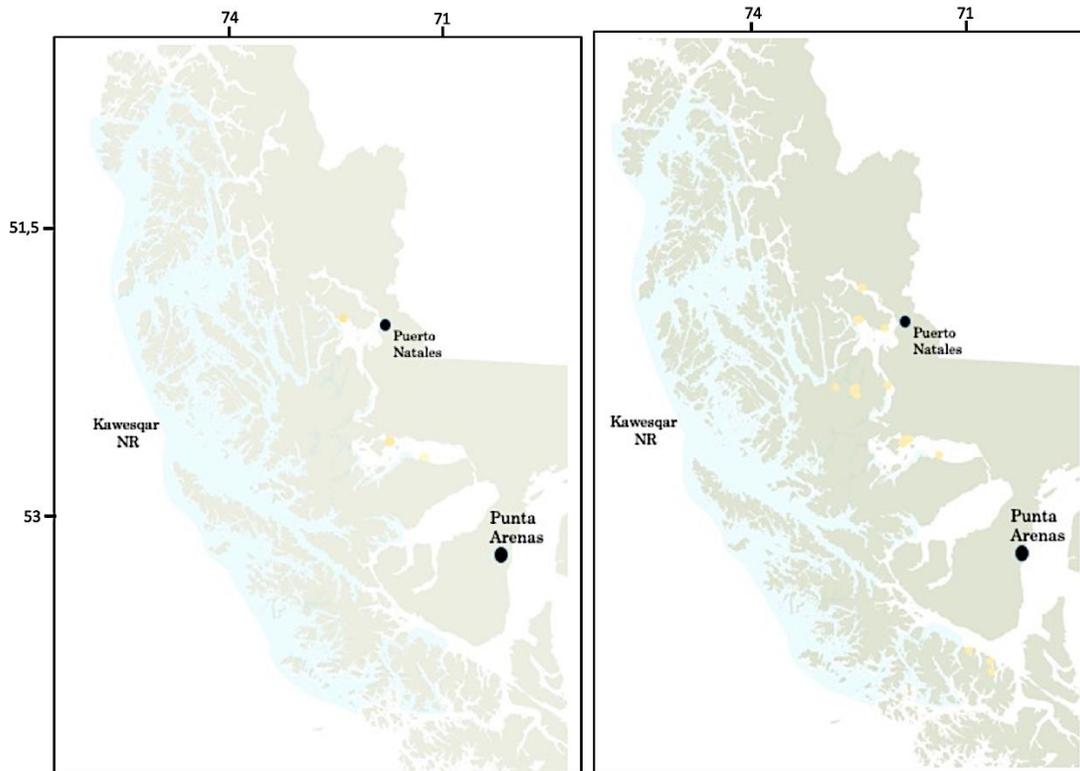


Figura 29. Modelos de riesgo combinado para delfín chileno (panel izquierdo) y marsopa espinosa (panel derecho). Valores de índice de riesgo < 0,4

6. DISCUSIÓN

Este estudio busca evaluar de forma integral los riesgos de la acuicultura en cetáceos, en la Patagonia chilena. Si bien hoy en día existen importantes estudios y revisiones sobre los impactos de la salmonicultura en la biodiversidad marina en Chile (Soto et al., 2001; Soto & Norambuena, 2004; Sepúlveda et al., 2004; Niklitschek et al., 2013; Urbina, 2016; Hornick & Buschmann, 2018; Quiñones et al., 2019), solo algunos de ellos han dado cuenta, de manera muy tangencial, los posibles impactos de las actividades acuícolas sobre este grupo de especies (Buschmann et al., 2006, 2009b; Quiñones et al., 2019). Hasta ahora, no se habían evaluado de forma integral la distribución de especies y los posibles riesgos que enfrentan los cetáceos.

A partir de los estudios que hemos realizado específicamente en cetáceos, en relación con su distribución, conducta, patrones de movimiento, entre otros aspectos, hemos indicado explícitamente los peligros de la actividades acuícola sobre este grupo de animales (Ribeiro et al., 2005, 2007; Hucke-Gaete et al., 2006; Viddi, 2009; Viddi et al., 2011, 2015; Bedriñana-Romano et al., 2018). Particularmente nuestro último estudio da cuenta del impacto potencial del tráfico de embarcaciones acuícolas sobre las áreas de importancia para ballenas azules (Bedriñana-Romano et al., 2021).

Los resultados de nuestro estudio, plasmado en este informe, dan cuenta de los riesgos inherentemente instalados a partir de la actividad acuícola del salmón, y los impactos directos e indirectos sobre este grupo de animales tan emblemáticos. Entre ellos se encuentran las colisiones (Waerebeek et al., 2007), los enmallamientos (Espinosa-Miranda et al., 2020), los cambios conductuales (Ribeiro et al. 2005), la degradación y pérdida de hábitats (Watson-Capps and Mann 2005), entre otras.

El marco lógico de nuestro estudio fue, en primer lugar, evaluar y definir áreas de mayor importancia para los cetáceos en estudio, identificando las variables ambientales seleccionadas en los hábitats donde se encuentran, y que son -por lo tanto- esenciales para sus requerimientos ecológicos. Este aspecto es clave, ya que entender las condiciones gatillantes de la selección de hábitat y los patrones de distribución de estas especies, es primordial para definir “áreas prioritarias” de conservación y desarrollar recomendaciones para una planificación espacial marina (Cañadas et al. 2005; Ehler & Douvère 2009; Hucke-Gaete et al. 2010; Gimpel et al. 2013; Viddi et al. 2015; Outeiro et al. 2015; Bonizzoni et al. 2019; Bedriñana-Romano et al. 2021)

6.1. Distribución y selección de hábitat de especies focales

Para la ballena azul, las áreas de mayor importancia son el mar interior de Chiloé, la bahía de Ancud, parte del golfo de Corcovado, boca del canal Moraleda, costa expuesta de Ancud. Las características oceanográficas más importantes que gatilla la distribución de la ballena azul en estas áreas son la productividad primaria y los frentes termales. Las ballenas prefieren áreas donde una alta productividad ocurre durante la primavera previa a su llegada, y donde la ocurrencia de frentes termales es recurrente. Esta preferencia de hábitat se debería, al menos en parte, a la retención de grandes biomásas de eufáusidos (krill) y al efecto concentrador de los frentes termales.

Al igual que con muchas otras especies de grandes ballenas, la abundancia global y los patrones de distribución de las ballenas azules se han relacionado con áreas altamente productivas y estacionales asociadas a un alto contenido de clorofila-a, entre otros indicadores (Croll et al., 2005; Branch et al., 2007; Gill et al., 2011). No obstante, dado que las ballenas azules se alimentan casi exclusivamente de krill, se espera que las variaciones temporales ocurran según la productividad primaria estacionalmente alta, los procesos de la etapa temprana de historia de vida de los eufáusidos (krill) -por ejemplo, el reclutamiento de larvas-, el clímax en las densidades de eufáusidos adultos que infieren sobre la abundancia de ballenas (Croll et al., 2005; Buchan & Quiñones, 2016).

El efecto que puede tener los niveles de clorofila-a sobre las concentraciones espaciales de eufasiodos, y luego sobre ballenas azules, sigue siendo materia de estudio (González et al., 2010; 2011). Aunque la clorofila de primavera parece ser un indicador adecuado para la disponibilidad de presas de ballena azul, se espera que las ballenas respondan de una manera mucho más compleja a la heterogeneidad ambiental. Los resultados de nuestros trabajos brindan apoyo adicional sobre la relevancia de gradientes térmicos a mesoescala, para dar forma a la distribución de los depredadores marinos (Etnoyer et al., 2004; Doniol-Valcroze et al., 2007; Lydersen et al., 2014; Bedriñana-Romano et al., 2018; Bedriñana-Romano et al., 2021). El mecanismo subyacente de este patrón, sin embargo, no está claro, ya que los frentes térmicos podrían ser responsables de aumentar la disponibilidad de presas, al aumentar la productividad local y/o agregando parches de presas (Acha et al., 2004; Doniol-Valcroze et al., 2007; Lydersen et al., 2014). En la Patagonia norte es probable que ambos procesos estén estrechamente acoplados. La influencia de aguas dulces ricas en ácido silícico, entre otros nutrientes, provenientes de altas descargas fluviales por

derretimiento de glaciares y lluvias intensas, fertilizan la zona fótica (superficial) mezclándola con aguas profundas oceánicas, cargándolas de macronutrientes (Silva et al., 1998; González et al., 2010, 2011; Iriarte et al., 2017). Esta gran entrada de agua dulce, junto con una mayor irradiancia que llega a la superficie durante la primavera y el verano, el estrés del viento, las mareas y la compleja topografía del fondo, promueven procesos alternos de mezcla y estratificación verticales y horizontales de la columna de agua, mejorando la producción primaria y la agregación de plancton (Molinet et al., 2006; Montero et al., 2007). En este contexto, las áreas seleccionadas por las ballenas azules en la Patagonia norte podrían ser aquellas de alta productividad biológica y, también, aquellas donde la dinámica frontal conduce a parches de presas altamente concentrados. Curiosamente, las ballenas azules se concentran en áreas relativamente discretas durante extendidos periodos de tiempo (hasta 3 meses), buscando y explotando los recursos disponibles.

Para el caso de los odontocetos, las tres especies evaluadas en este estudio mostraron patrones específicos de selección de hábitat y distribución, a partir de indicadores que fueron retenidos por los modelos aplicados. Particularmente para el delfín chileno, que es una especie endémica de clasificada como Casi Amenazada por la UICN (Heinrich & Reeves, 2017), se desprende que presenta una distribución significativamente restringida, presentando una preferencia por áreas protegidas (bahías y canales angostos) y áreas costeras de baja profundidad, asociándose con una alta dependencia a los ríos. Estos resultados, a esta escala (para toda Patagonia), son extremadamente importantes ya que evidencian los procesos ecológicos a escalas más fina (Ribeiro et al., 2007; Viddi et al., 2010, 2011, 2015; Heinrich et al., 2019). Sin lugar a duda, nuestros resultados aportan constructivamente a lo indicado para esta especie, pero desde una perspectiva y escala espacial distinta. Este estudio proporciona una sólida evaluación cuantitativa de los determinantes ecológicos de la selección de hábitat de los delfines chilenos en Patagonia, y sugiere que se limitan a un rango bastante estrecho de hábitats.

En efecto, la profundidad es aparentemente uno de los principales factores limitante en la distribución costera de esta especie (Goodall, 1994; Ribeiro et al., 2007; Viddi et al., 2015; Heinrich et al., 2019), lo cual sugiere que muestran menos plasticidad de uso de hábitat que otros pequeños cetáceos. De hecho, la profundidad es una de las principales características ambientales que dan forma a la distribución de los delfines (Forney, 2000; Hastie et al., 2005; Ferguson et al., 2006; Viddi et al., 2010) y uno de los principales factores limitantes para otras especies del orden *Cephalorhynchus* (Bejder & Dawson, 2000; Bräger et al. 2003; Lescrauwaet et al., 2000; Garaffo et al., 2011; Elwen et al., 2006, 2009). Es probable que, más allá de hablar de ser una variable limitante de la distribución, la selección de áreas de bajas profundidades se de en mayoritariamente como aspecto combinado a la interacción con otras variables ambientales, como la cercanía a los ríos, bahías protegidas o canales estrechos, donde es posible observar procesos oceanográficos de pequeña escala. Efectivamente, como se indica anteriormente, la preferencia de hábitat de los delfines chilenos está claramente influenciada por ríos y regímenes de mareas (Viddi et al., 2011, 2015; Heinrich et al., 2019).

Los fiordos patagónicos se caracterizan por los altos volúmenes de escorrentía de agua dulce de las montañas, combinado con copiosas precipitaciones, haciendo de toda la región un vasto sistema estuarino (Silva et al., 1998; Silva & Valdenegro, 2008). En áreas localizadas, las escorrentías, las descargas de ríos que traen nutrientes y las diferentes temperaturas y densidades del agua, crean anomalías físicas que afectan la dinámica de la circulación costera (Iriarte et al., 2007). Esta interacción entre las variables, junto con los regímenes de mareas y las corrientes, pueden crear fuertes e importantes fenómenos y procesos oceanográficos a fina escala, que tienen efectos significativos sobre la productividad primaria (Davila et

al., 2002). Fuertes gradientes horizontales y verticales de temperatura del agua, salinidad, densidad o velocidad actúan como zonas de convergencia donde el plancton se agrega (Mann & Lazier, 1991). Esto, a su vez, atrae a un mayor número de pequeños consumidores, como cardúmenes de peces, lo que resulta en parches localizados de alimento para depredadores marinos de mayor orden trófico (Wolanski y Hamner, 1988), incluyendo delfines y marsopas (Mendes et al., 2002; Johnston et al., 2005a, b). En algunas áreas en particular, sardinias (*Clupea sp.* o *Strangomera sp.*) y robalos (*Eleginops maclovinus*) entran a bahías, se acercan a las desembocaduras de los ríos con la influencia de las mareas, o se acumulan en canales angostos donde, consecuentemente, los delfines han sido observados en alimentación (Viddi, 2009).

El delfín austral es la especie más comúnmente observada en Patagonia, ya que presenta una distribución aparentemente generalizada. Sin embargo, los antecedentes recopilados para esta especie en este estudio indican que los delfines seleccionan áreas de baja profundidad, principalmente, y que se encuentran significativamente vinculados a sitios con densos bancos de huiro (*Macrocystis pyrifera*). Los modelos también indican que la selección de hábitat estaría dada por cierta preferencia a ríos, dado que prefieren aguas "más salinas". Si bien los delfines australes son frecuentemente observados en bahías o fiordos protegidos, esta especie se distribuye hacia aguas más expuestas y profundas, como en golfos y canales abiertos. Estos resultados son consistentes con investigaciones hechas sobre esta especie en escalas distintas (Lescrauwaet, 1997; Viddi & Lescrauwaet, 2005; Viddi, 2009; Viddi et al., 2011; Heinrich et al., 2019). De hecho, a escalas muy finas de evaluación, los delfines australes no necesariamente se ven dependientes de los ríos (Viddi et al., 2011).

Se sabe que los bancos de huiro albergan una gran cantidad de organismos (Dayton, 1974; Moreno & Jara, 1984; Steneck et al., 2002; Teagle et al., 2017; Friedlander et al., 2020), muchos de los cuales pueden ser potencialmente presa de delfines australes. La asociación encontrada en este estudio, a esta escala espacial que abarca toda Patagonia, es consistente con la evidencia encontrada en otros estudios, tanto en aguas de Argentina (de Haro & Iñiguez, 1997; Schiavini et al., 1997) como en Chile (Goodall et al., 1997; Lescrauwaet, 1997; Viddi & Lescrauwaet, 2005; Viddi et al., 2011). Los delfines australes son los únicos cetáceos de los cuales se tenga registro de una significativa asociación con los bosques de macroalgas (huiro). Se sabe que los ecosistemas marinos con vegetación son áreas de alimentación importantes para las especies de delfines costeros, como los pastos marinos (seagrass) para *T. truncatus* en Florida (Allen & Read, 2000).

La importancia de estos ecosistemas está bien documentada para diversas especies, es así como se conoce su relación con los delfines australes, otras especies como las nutrias marinas (*Enhydra lutris*) en la costa del Pacífico noroccidental, son reconocidas como "especies clave" por el papel ecológico que desempeñan en la configuración de la estructura comunitaria de los ecosistemas de bosques de algas por los efectos tróficos de "top-down" (Estes & Palmisano 1974; Estes & Duggins 1995; Schiel & Foster 2015). Aunque generalmente se acepta que los depredadores de alto nivel trófico producen efectos en cascada hacia especies de niveles tróficos sucesivamente más bajos, llegando a veces a la base de la red trófica (Carpenter & Kitchell 1993), el papel o impacto que los delfines australes pueden jugar en los bosques de algas sigue siendo incierto.

Si bien la tercera especie de pequeño cetáceo más avistada fue la marsopa espinosa, la información disponible es tremendamente escasa. Las principales investigaciones sobre esta especie son sobre su biología, anatomía y salud, basados en especímenes muertos o varados, cuya principal causa es la

interacción negativa con actividades pesqueras (Brownell & Praderi, 1982; Crovetto & Lemaitre, 1991; Torres et al., 1992; Van Bresseem et al., 1993; Rosa et al., 2005; Reyes, 2018). Solo existen algunas publicaciones puntuales y limitadas sobre avistamientos o distribución a partir de estudios con animales en forma silvestre (Goodall et al., 1996; Gibbons et al., 2000; Van Waerebeek et al., 2002; Huckle-Gaete et al., 2010). Existe un estudio que propone un modelo de distribución teórico de gran escala a partir de datos históricos de la presencia de la especie, y considerando algunas covariables oceanográficas (Molina-Schiller et al., 2005). En este contexto, los resultados de este trabajo son un primer intento de elucidar los factores que inciden sobre la distribución de la marsopa espinosa, con información obtenida durante prospecciones marinas. Los modelos aquí indican que se trata de una especie principalmente costera, observada principalmente en zonas más bien protegidas, aunque también aventura zonas expuestas y de mayor profundidad. Según estos resultados, las marsopas espinosas serían más comunes en Patagonia norte y más frecuentes en la costa continental. Sin embargo, las conclusiones que puedan emanar de nuestros resultados a partir de la aplicación de modelos están limitados por la calidad y cantidad de datos de avistamiento. El posible menor esfuerzo, principalmente en zonas expuestas al oeste, los mayores desafíos logísticos debido condiciones climáticas, sumado a la conducta evasiva y tímida de las marsopas, condicionan nuestra capacidad de obtener resultados más robustos.

6.2. La acuicultura como amenaza a la conservación marina en Patagonia

Nuestros hallazgos indican que existe una importante sobreposición entre las operaciones de acuicultura y la distribución y selección de hábitat de cetáceos en Patagonia, siendo esto mucho mayor en Patagonia norte. Se desprenden de nuestros análisis la existencia de una serie de zonas de riesgo que comprenden, para las distintas especies en distinto nivel de riesgo, el mar interior de Chiloé, la costa oriental de la Isla de Chiloé, la costa occidental del fiordo Reloncaví, costa de Chaitén, golfo de Ancud, áreas del golfo de Corcovado, boca norte del canal de Moraleda, canales y archipiélagos de la RN Guaitecas, aguas adyacentes a Melinka, canal Puyuhuapi, canal Jacaf, bahía Melimoyu, fiordo Aysén, estero Quitralco, bahía Desengaño, Estero Obstrucción, fiordo Última Esperanza, costas protegidas de la península Muñoz Gamero, por nombrar algunas.

La sobreposición y efecto negativo se basa en los análisis de los posibles impactos de las concesiones acuícolas (otorgadas o potenciales impactos de aquellas en trámite), debido a su cantidad y extensión, a la alta densidad de tráfico de embarcaciones asociadas y a la degradación del hábitat por efecto acumulado anóxico. Con todo, se sugiere que algunas áreas esenciales para cetáceos podrían estar potencialmente amenazadas y esperaríamos interacciones negativas, como ya ha sido reportado. Si bien la intensidad de las actividades de acuicultura en Magallanes es menor que en Aysén, cabe destacar que está en significativo aumento, con lo cual la sobreposición con el hábitat y la distribución de cetáceos, por cierto, generará interacciones negativas potenciales como se observa actualmente en la Patagonia norte.



Delfín chileno nadando en las proximidades de una salmonera (foto izquierda ©Francisco Vidd); delfín muerto en redes antidepredadores en una salmonera en las cercanías de Melinka (foto derecha, anónima)

Los efectos adversos de la acuicultura para los mamíferos marinos pueden incluir enmallamientos fatales y no fatales, lesiones, pérdida o alteración del hábitat, alteraciones en la distribución y dieta (Würsig y Gailey, 2002; Markowitz et al., 2004; Kemper et al., 2006; Callier et al., 2018). Algunos mamíferos marinos pueden ser atraídos a las jaulas debido a la gran cantidad de peces circundantes que, a su vez, llegan hasta allá atraídos por el exceso de alimento (pellets) o plancton acumulado cerca de las jaulas. Este es el caso observado para los tursiones (*T. truncatus*) en el mar Mediterráneo (Díaz-López y Shirai, 2007; Díaz-López, 2009).

También se ha demostrado que los delfines han cambiado su estructura social, modificando las tácticas de caza para responder al aumento de la densidad de presas alrededor de las granjas de peces. Fenómeno que también ha sido observado en delfines en las costas de Grecia, donde se ha sugerido que el aumento en la abundancia de delfines se relaciona con el incremento en zonas de acuicultura (Piroddi et al., 2011).

En Chile existe evidencia opuesta, Ribeiro et al. (2007) sugirieron que la distribución espacial y el uso del hábitat de los delfines chilenos, en una bahía al sur de Chiloé, no estaban influenciados por la presencia de granjas de salmón en la isla de Chiloé. En este caso se evidenció que las granjas de salmón presentes no eran parte del hábitat crucial de los delfines en esa área. En este mismo estudio identificaron al cultivo de choritos como un “obstructor” de espacio y pérdida de hábitat para la especie en estudio. Los mismos autores ya habían señalado que las lanchas relacionadas con la acuicultura tenían un impacto negativo en la conducta de los delfines chilenos en esta área (Ribeiro et al. 2005).

Los lobos marinos también pueden ser atraídos por las granjas de peces, y se ha registrado que son más abundantes a su alrededor que en áreas similares sin jaulas (Sepúlveda y Oliva, 2005; Sepúlveda et al. 2015). Ciertamente, Sepúlveda et al. (2015) mostraron que casi todas las áreas de alimentación de los lobos marinos del sur se encuentran muy cerca de las granjas de salmón, que la presa más importante para los individuos analizados fueron los salmónidos cultivados pero que la disminución de estos a causa de la anemia infecciosa (ISA) que afectó a Chile a fines de 2008, los habría llevado a cambiar su dieta a especies nativas.

Por otro lado, las redes anti-depredadores que se utilizan para reducir los ataques de los depredadores a los peces cultivados, se transforman en un riesgo potencial de enmallamiento para los mamíferos marinos, incluidas ballenas y delfines (Würsig & Gailey, 2002; Hucke-Gaete et al., 2006; Ribeiro et al., 2007). Aunque

hay solo unos pocos informes validados de mamíferos marinos atrapados por aparejos de acuicultura (Price et al., 2017), en Chile hay información publicada y datos anecdóticos que indican que esta interacción negativa podría ser más común de lo esperado (Hucke-Gaete et al., 2006; Viddi, 2009; Heinrich et al., 2019; Espinosa-Miranda et al., 2020). Sin embargo, como la acuicultura ocurre en áreas remotas, los datos sobre eventos y tasas de enmallamiento rara vez son cuantitativos y/o son difíciles de monitorear, por lo tanto, el alcance del problema es poco conocido (Callier et al., 2018) y probablemente subestimado. Esto cobra aún más relevancia si consideramos la extensión de litoral o costa utilizada por la acuicultura.

Los delfines y marsopa espinosa, especies focales en este estudio, nos indican que sus hábitats principales están asociados a áreas cercanas a la costa, de baja profundidad y vinculados a ríos y bancos de huiro; áreas que justamente son utilizadas para la salmonicultura. Solo a modo de ejemplo, hoy en día un tercio (aprox. Un 30%) de la costa de la RN Guaitecas está ocupada por actividades acuícolas (considerando una zona de amortiguación de impacto de 2 km por concesión), mientras que un restante 10% está aún disponible como AAA. A nuestro juicio esto es grave, ya que los modelos de hábitat de estas especies levantados en este estudio evidencian áreas de importancia ecológica para estas especies de cetáceos dentro de esta reserva nacional.

Además, el ruido relacionado y generado por las actividades de acuicultura pueden tener una variedad de efectos de atracción y/o repulsión en invertebrados, peces, aves y mamíferos marinos (Hildebrand, 2009; Blickley y Patricelli, 2010; Tidau y Briffa, 2019). El ruido incluye aquel producido por las operaciones acuícolas normales (por ejemplo, maquinaria y embarcaciones relacionadas), producido ocasionalmente (por ejemplo, construcción y demolición) y el que se utiliza específicamente para ahuyentar a depredadores, en particular pinnípedos (por ejemplo, dispositivos de acoso acústico – AHD). El ruido se propaga mejor en el medio acuático que en el aire y, por lo tanto, puede desplazar a los animales de su hábitat, interrumpir el movimiento normal o los patrones de migración, afectar el comportamiento de alimentación y reproducción y/o aumentar el riesgo de depredación (Johnston, 2002; Lusseau, 2003; Lusseau et al., 2009^a).

Una de las principales consecuencias de la intensa producción acuícola, es la necesidad de transporte de todo tipo: de los profesionales y funcionarios, del alimento de los salmones, del equipamiento e insumos en general. A medida que aumenta y se expande la acuicultura a lugares cada vez más remotos y alejados, el aumento de embarcaciones de todo tipo también incrementa. Para Chile, datos detallados y de libre acceso sobre el tráfico de embarcaciones y que han sido utilizados como parte de este estudio, se limitan a los últimos años (2019-2020), lo que excluye las evaluaciones a largo plazo sobre el tráfico de embarcaciones y su variación espaciotemporal. Con hasta 729 embarcaciones activas operando por día (83% del total de todas las flotas que transitan) y hasta 78 embarcaciones por día cruzando una sola celda de la cuadrícula de estudio, la flota de acuicultura corresponde a la más grande y más densamente distribuida en la Patagonia norte. Por lo tanto, si bien las predicciones de RPVEW destacan las áreas específicas donde es más probable que ocurran interacciones para cada flota de barcos, en términos absolutos, es posible que la flota acuícola represente el principal impulsor de las interacciones negativas entre barcos y ballenas en la Patagonia norte. Está claro que las aguas interiores de Chiloé concentran en gran medida valores más altos de VD y RPVEW, pues esta área alberga el mayor número de asentamientos humanos en la Patagonia norte y el puerto principal perteneciente a la capital regional, Puerto Montt. Esto claramente nos genera preocupación por posibles colisiones, alteraciones del comportamiento de los animales y / o exposición a alta contaminación acústica para las ballenas azules (Van Parijs & Corkeron, 2001; Williams et al., 2002; Lusseau et al., 2009b; Berman-Kowalewski et al., 2010; Lesage et al., 2017).

Ahora bien, el hecho de que la sobreposición espacial es solo uno de los factores que afectan el riesgo de colisión, la densidad, la velocidad y el tamaño de las embarcaciones también contribuyen a ello (Vanderlaan & Taggart, 2007; Nichol et al., 2017b).

Si bien no existe un protocolo de registro o monitoreo sistemático en esta región, las declaraciones de las autoridades y la prensa locales han documentado, al menos, tres grandes eventos de mortalidad de ballenas vinculados a colisiones de embarcaciones en la Patagonia norte (dos ballenas azules y una ballena sei): dos ocurriendo cerca de Puerto Montt y el otro en las aguas del golfo Corcovado – canal Moraleda. La capacidad de las ballenas azules para evitar a las embarcaciones parece estar limitada a descensos/ascensos relativamente lentos, sin movimientos horizontales para alejarse de una embarcación (McKenna et al., 2015; Szesciorka et al., 2019), por lo tanto, los eventos de colisión podrían representar amenazas significativas para la supervivencia y recuperación (Rockwood et al., 2017) de esta población en peligro de extinción.

Dado que las aguas interiores de la Patagonia norte podrían considerarse, en ese momento, el lugar de mayores probabilidades relativas y absolutas de interacciones negativas entre las ballenas azules y los barcos es urgente implementar acciones de gestión. Por ahora, la forma más eficaz de reducir el riesgo de colisión es mantener a las ballenas y los barcos separados, ya sea en el espacio o en el tiempo, y donde o cuando esto no sea posible, buscar y aplicar otras medidas como la regulación de la velocidad, de forma individual o en combinación, considerando las variaciones en la actividad de los barcos y la distribución de las ballenas (Vanderlaan y Taggart, 2007; McKenna et al., 2015), a medida que se disponga de datos. Además, es importante reconocer que todos los análisis realizados aquí estaban restringidos a los buques que llevaban transpondedores y tenían la obligación legal de enviar datos de posición. Sin embargo, hay varios tipos de embarcaciones que operan en el área y que podrían contribuir al riesgo de colisión, que no cuentan con esta herramienta y, por lo tanto, no entregan información (por ejemplo, cargueros y petroleros internacionales, cruceros, así como embarcaciones artesanales, recreativas y militares).

La degradación del hábitat en las aguas adyacentes a las instalaciones de acuicultura, por efecto acumulativo de nutrientes, por ingreso y carga, metales pesados y fármacos (Tovar et al., 2000; Mente et al., 2006; Li et al., 2007) es un aspecto fundamental a considerar en torno al impacto directo o indirecto (efecto cascada) sobre los cetáceos. De manera anecdótica, los pescadores de Patagonia y otros integrantes de la comunidad han dado su relato sobre los cambios que han evidenciado a lo largo del tiempo desde el establecimiento de las primeras concesiones de salmones en Chiloé, una de las áreas de acuicultura de salmones con mayor densidad en Patagonia. Sus relatos contienen sus experiencias de la disminución de recursos, degradación por desechos, cambios en la biodiversidad, entre otros aspectos. Estos relatos se repiten en otras partes del mundo donde la acuicultura de peces se ha impuesto como una industria importante. Wiber y colaboradores (2012) reportan que todos los pescadores informaron sobre una degradación ambiental significativa alrededor de los sitios de acuicultura. Dos años después del establecimiento de una operación acuícola, los pescadores informaron que las langostas hembras fertilizadas y el arenque evitaban la zona, las conchas de choritos y erizo se volvían quebradizas, la carne de chorito y las gónadas de erizo decoloraban.

Asimismo, Wiber y colaboradores (2012) indican que los usos de productos químicos para controlar los piojos de mar en el salmón de cultivo también estaban causando la muerte de langostas, cangrejos y camarones. La percepción que tienen los pescadores sobre la calidad y salud del ecosistema es particularmente importante, dado que desde la perspectiva socio-ecológica, la pesquería costera de

múltiples especies en Chiloé y Patagonia en general, que se remonta a los primeros asentamientos de pueblos originarios y luego de colonos, comparte esas aguas y ha sido el pilar económico de las comunidades costeras. Sin ir más lejos, en los últimos años se ha visto cómo los pescadores son cada vez más desplazados de su profesión por la creciente industria de la acuicultura, y en general, las comunidades costeras se han ido enfrentando a un inevitable cambio socio-ecológico a medida que la acuicultura gana protagonismo como una de las más importantes industrias económicas de Chile, mientras que la pesca de peces silvestre declina (Pitchon, 2011).

En numerosos estudios se han determinado que las “piscifactorías” afectan los perfiles de concentración de materia orgánica, nutrientes y metales en el sedimento y en la columna de agua, generando eutroficación e hipoxia, entre otros efectos (Tovar et al., 2000; Mente et al., 2006; Sarà, 2007; Li et al., 2007). Los trabajos de mantenimiento, los alimentos para peces, los productos fecales y metabólicos también contribuyen a esta carga. Respecto al alcance espacial de esta carga y sus efectos, los estudios a la fecha han dado cuenta de su presencia y acumulación justo debajo de las jaulas, y en extensiones máximas de 50 m, 100 m, 500 m, 2 km, 7 km, y hasta 12 km en el caso de presencia de partículas de nitrógeno (McIver et al., 2018); valores que varían según la variable cuantificada, metodología y condiciones oceanográficas locales (Chou et al., 2002; Sutherland et al., 2007; Kutti et al., 2008; Buschmann et al., 2012; Farmaki et al., 2014; Jansen et al., 2018).

Al respecto, Chou et al. (2002) determinaron y caracterizaron sedimento anóxico e hipóxico bajo balsas jaulas en Canadá, con alto niveles de cobre, zinc y carbono orgánico, y también con ciertos niveles de manganeso y fierro, que disminuían considerablemente a los 50 m de distancia de las jaulas. Además, el análisis de langostas usadas por los autores como bioindicadores, mostró elevadas acumulaciones de cobre asociado con sitios de acuicultura activos. Otros estudios han identificado hasta nueve metales/metaloides (Cu, Cd, Pb, Hg, Ni, Fe, Mn, Zn, As) y tres nutrientes (P, N y C) en los sedimentos generados por los cultivos intensivos en Grecia, hasta a 100 m de distancia de las balsas jaulas (Farmaki et al., 2014). Estos autores observaron que el enriquecimiento en carbono bajo las jaulas, en comparación con muestras de referencia, varió entre 83 y 350%. No obstante, estos valores fueron inferiores a los reportados en un estudio similar realizado en España (Mendiguchía et al., 2006), donde la media fue del 445% con un enriquecimiento máximo del 641%. Un enriquecimiento importante también apareció para fósforo con concentraciones que pueden ser 100 veces más alto que las referencias, debajo de las jaulas. Estas investigaciones son consistentes con diferentes estudios a nivel global que coinciden en la acumulación de estos metales pesados y nutrientes en el sedimento, tanto en Turquía (Dalman et al., 2006), Grecia, España e Italia (Apostolaki et al., 2007), China (Chou et al., 2002; Cao et al., 2007), Canadá (Sutherland et al., 2007), Noruega (Kutti et al., 2008) y diversos autores en Chile (Buschmann et al., 2006; Urbina, 2016; Tucca et al., 2017; Quiñones et al., 2019).

El zinc y el cobre se han reconocido como elementos clave para identificar productos de desecho, incluidos los gránulos de alimento no consumidos y la materia fecal de los peces (Chou et al., 2002). El zinc y el cobre existen en los pellets de alimento como elementos esenciales en la dieta de los peces (Sutherland et al., 2001), mientras que el cobre sirve como agente antiincrustante utilizado para tratar las redes de acuicultura (Lewis & Metaxas, 1991). Si bien algunos metales son esenciales para los procesos biológicos, estos se vuelven tóxicos cuando están por encima de un valor umbral, provocando cambios en la estructura de la comunidad al excluirse las especies de menor tolerancia. Las altas concentraciones de cobre tienen el potencial de afectar la composición de la comunidad tanto de la meiofauna como de la macrofauna (Morrissey et al., 1995; Burton et al., 2001), y dado que los invertebrados bentónicos son una

fuerza de alimento para muchos organismos, existe la posibilidad de que se transfieran metales a través de la cadena trófica (Dean et al., 2007). En efecto, desde una perspectiva amplia, el impacto en el sedimento así como en la columna de agua -sea por enriquecimiento por nitrógeno, fósforo o carbono, o por la acumulación de metales pesados, hipoxia, pesticidas (bacterianos o parasitarios)- tienen un efecto cascada sobre diversos componentes del ecosistema, desde invertebrados bentónicos y pelágicos (Riedel et al., 2014; Tucca et al., 2017), y peces (Eby et al., 2005; Dalman et al., 2006; Fortt et al., 2007) y, en consecuencia, efectos en sus depredadores de niveles tróficos superiores, como aves (Gibbs, 2007; Jiménez et al., 2013) y mamíferos marinos (Díaz-López, 2019).

De lo anterior, uno de los temas que más preocupación genera, y del cual surgen algunas hipótesis por esclarecer y responder, dice relación con el efecto en cascada que afecta a las presas objetivo de los cetáceos presentes en Patagonia. Los delfines y marsopas espinosas se alimentan de pequeños peces (sardinillas, róbalo, por nombrar algunas especies), y en menor medida de invertebrados (pulpos, munida, entre otros). Por otro lado, las ballenas azules se alimentan principalmente de krill, mientras que otras ballenas que frecuentan la Patagonia se alimentan también de munida y peces que forman cardúmenes (como sardinillas).

Como se describió anteriormente, la bioacumulación (Chou et al., 2002; Dalman et al., 2006; Li et al., 2007), los efectos negativos de la hipoxia y anoxia (Eby et al., 2005; Riedel et al., 2014), los fármacos (Fortt et al., 2007; Buschmann et al., 2012) y los residuos sólidos inorgánicos son un riesgo latente en la salud y bienestar de los cetáceos (Hinojosa & Thiel, 2009). A esto debemos sumar los cada vez más frecuentes florecimientos algales nocivos (FAN): si bien no hay evidencia empírica de la causa-efecto, se ha postulado que éstos podrían estar vinculados al ingreso acumulado e intenso de nutrientes (N, P) desde la salmonicultura (Buschmann et al., 2006; Quiñones et al., 2019) que, como se ha dicho, tienen efectos dañinos graves sobre la biodiversidad (Fire & Dolah, 2012; Cabello & Godfrey, 2016; Shumway et al., 2018; Van Hemert et al., 2020). Se ha reconocido que los FANs son una de las amenazas en potencial aumento para mamíferos marinos como lobos marinos (Scholin et al., 2000), ballenas (Durbin et al., 2002; Doucette et al., 2006; Geraci et al., 2011), e incluso delfines (Fire & Dolah, 2012), por alimentarse de peces contaminados (Flewelling et al., 2005). Se postula que una gran mortalidad de ballenas en el Golfo de Penas fue generada por una FAN que contaminó los peces consumidos por estas ballenas (Häussermann et al. 2017). Más aún, los FANs han generado uno de los impactos más importantes sobre los propios salmones cultivados en la última década, generando grandes pérdidas (Cabello & Godfrey, 2016; Díaz et al., 2019), y donde hemos sido testigos de la subsecuente contaminación orgánica producto de la descomposición de los cadáveres. En marzo de 2021 fue registrado uno de los peores eventos: a fines de ese mes comenzaron a reportarse mortalidades masivas de salmones desde centros de cultivo ubicados en el fiordo Comau, en la Región de Los Lagos, así como días después en los canales Puyuhuapi y Jacaf, en la Región de Aysén. Esto, producto de floraciones algales nocivas (FAN) que generaron una mortalidad reportada próxima a las 6.000 toneladas de peces de cultivo. Algunos de los centros de cultivo de salmones afectados se encuentran -incluso- al interior o aledaños a áreas silvestres protegidas, como el Área Marina Costera Protegida Fiordo Comau-San Ignacio de Huinay (Los Lagos), el Parque Nacional Isla Magdalena, la Reserva Nacional Las Guaitecas y el Santuario de la Naturaleza Estero de Quitralco (Aysén). Algunas de estas áreas son reconocidas por su importante biodiversidad de corales de agua fría y esponjas, como el caso del fiordo Comau (Häussermann & Försterra, 2007) y frecuencia de delfines y otros cetáceos (F. Viddi obs. personales).

Los estudios y revisiones hechas en Chile relacionados con los impactos de la salmonicultura han

aumentado en la última década (Buschmann et al. 2012, 2019; Niklitschek et al. 2013; Sepúlveda et al. 2015; Aranda et al. 2015; Urbina 2016; Tucca et al. 2017; Hornick & Buschmann 2018; Chávez et al. 2019; Quiñones et al. 2019), pero aún existe una brecha abismal importante entre el conocimiento científico, la acelerada expansión de la industria y el desarrollo de una regulación y monitoreo formal a partir de la información empírica que se ha generado a la fecha. No han sido pocos los informes y estudios que se han realizado, donde se han propuesto una y otra vez recomendaciones urgentes para establecer mejores estándares de producción que permitan pensar una industria más sustentable (Buschmann et al. 2006, 2019; Niklitschek et al. 2013; Quiñones et al. 2019). Asimismo, resaltamos la importancia de que debemos incluir grupos taxonómicos de niveles tróficos más altos, como peces depredadores, aves y mamíferos marinos, en futuros estudios, para comprender de manera integral el impacto ecológico directo generado por los posibles cambios en el ecosistema.

Con esto, y con los resultados indicados en nuestro informe, concluimos que las “zonas de riesgo combinado” identificados para cetáceos, tienen directa relación a la mayor probabilidad que los animales sean potencialmente afectados por: i) colisiones por embarcaciones, ii) cambios conductuales por perturbación y degradación de hábitat, iii) pérdida de hábitat por reducción de especies presa o degradación general, iv) futuros y posibles efectos a la salud por bioacumulación de metales o antiparasitarios, y v) impactos generados por la mayor frecuencia e intensidad de FANs.

6.3. Consideraciones finales e implicancias a la conservación

A pesar del conjunto de preocupaciones ambientales, la industria de la acuicultura es el sector de producción de alimentos de más rápido crecimiento en el mundo (FAO, 2020). Para que este crecimiento sea sostenible en términos de impactos ambientales, se espera que la industria lidie con los problemas que surgen de las interacciones entre las actividades de acuicultura y el medio ambiente natural, y que desarrolle soluciones para minimizar los efectos negativos en la vida silvestre (Barrett et al., 2019). Aunque la acuicultura sigue siendo una piedra angular fundamental de la vida rural en muchos países, sus prácticas modernas y la variedad de productos finales comerciales dependen, para el resto del mundo, más de las decisiones del estilo de vida humano gobernadas por la elección social (Nash et al., 2008).

Ciertamente, los avances científicos de los últimos 50 años han conducido a una mejor comprensión del funcionamiento de los ecosistemas acuáticos y a una conciencia mundial de la necesidad de gestionarlos de manera sostenible. Veinticinco años después de la adopción del Código de Conducta para la Pesca Responsable (FAO, 1995), la importancia de utilizar los recursos pesqueros y acuícolas de manera responsable es ahora ampliamente reconocida y priorizada. Este código ha informado el desarrollo de instrumentos, políticas y programas internacionales para apoyar los esfuerzos de gestión responsable a nivel mundial, regional y nacional. Estos esfuerzos se han consolidado y priorizado desde 2015 para abordar particularmente, de manera coherente y coordinada, el Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS) 14 – “Conservar y utilizar de manera sostenible los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible”- y otros ODS relevantes para la pesca y acuicultura. Con este fin, la implementación de políticas de gestión de la pesca y la acuicultura con base científica, junto con regímenes predecibles y transparentes para la utilización y el comercio internacional del pescado, son ampliamente aceptadas como criterios sustantivos mínimos para la pesca y la acuicultura sostenibles (FAO, 2020).

En Chile la protección marina en muchas de sus aristas ha enfocado sus esfuerzos en el establecimiento de áreas marinas protegidas (AMP). Éstas se han propuesto y establecido para mitigar varias amenazas a

la conservación, sin embargo, el mero hecho de establecerlas no garantiza el éxito en la conservación de la biodiversidad. Cuando las AMP simplemente se decretan, pero los recursos son insuficientes para un diseño y manejo efectivos, estas AMP se convierten en “parques de papel” (Watson et al., 2014). No solo la disponibilidad de recursos es una condición importante para el éxito o el fracaso de una AMP, sino también la falta de participación social y de coordinación entre las agencias gubernamentales, lo cual desencadena un sistema de gobernanza y gestión defectuoso e ineficaz (Petit et al., 2018). De esta forma, el establecimiento de AMP genera la peligrosa ilusión de “protección” cuando en realidad no es el caso (Agardy et al., 2011). Esto ocurre cuando la conservación y el manejo deben establecerse en “áreas de muchos usuarios” como la Patagonia, donde la pesca artesanal e industrial, el transporte marítimo, el turismo y especialmente la acuicultura, se llevan a cabo en la actualidad de manera más extensa e intensa.

En los últimos 10 años, Chile ha asignado más de 1,4 millones de km² de áreas marinas como AMP, pasando del 4% en 2008 a más del 43% para 2018. Sin embargo, de la mayoría de las AMP establecidas, más del 90% incluyen aguas alrededor de islas oceánicas, lejos de la costa continental. Las AMP cercanas a la costa no cubren bien la representatividad y cobertura biológica, particularmente en la Patagonia chilena. Además, prácticamente el 99% de las AMP no cuentan con un plan de manejo o no tienen un manejo efectivo implementado (Petit et al., 2018).

Hoy en día existe una valiosa oportunidad de enfocarse en la conservación de las aguas marinas adyacentes e interiores de las áreas protegidas terrestres en la Patagonia, como las reservas y parques nacionales administrados por CONAF. Al tratarse de aguas bajo protección de figuras legales, debiesen aplicarse a ellas las medidas que busquen proteger y conservar su biodiversidad marina, siguiendo las directrices de sus planes de manejo liderados por CONAF. Las aguas interiores de parques y reservas nacionales son una gran oportunidad para la planificación y protección marina.

Con esto en mente, el marco lógico de nuestro estudio ha sido evaluar y definir áreas de mayor importancia para cetáceos -objetos de conservación definidos y validados para el desarrollo de los planes de manejo-, identificando las variables ambientales seleccionadas en los hábitats donde se encuentran y que son, por lo tanto, esenciales para sus requerimientos ecológicos. Este aspecto es clave, ya que entender las condiciones gatillantes de la selección de hábitat y los patrones de distribución de estas especies, es esencial para definir las áreas núcleo en la etapa de zonificación de los planes de manejo. En este mismo sentido, la determinación de las zonas de riesgo y la identificación espacial de las potenciales amenazas derivadas de la salmonicultura, serán un insumo importante dentro de este mismo proceso de planificación y zonificación.

Dado que Chile se suscribió a la Agenda 2030 de la ONU, y que la Asamblea General de la ONU declaró 2022 el Año Internacional de la Pesca y la Acuicultura Artesanales, esperaríamos un cambio más positivo para una acuicultura potencialmente más sostenible. Sin embargo, de acuerdo con nuestros resultados y a la información y revisiones actuales existentes, la industria hoy en día no es sostenible ni a nivel socioeconómico ni ambiental. En particular, no es compatible con los esfuerzos actuales para llevar a las áreas protegidas de la Patagonia a estándares más altos de protección de la biodiversidad y desarrollo de las comunidades locales.

Esperamos que el presente trabajo sustente recomendaciones para mejores opciones y acciones de gestión. Asimismo, esperamos que de él emanen discusiones y recomendaciones para minimizar, evitar o mitigar cualquier impacto de esta actividad sobre el medio ambiente. Como se desprende de diferentes

experiencias, la compensación económica por los daños ocurridos es insuficiente para mitigar el conflicto o evitar que se agrave. Creemos que, para tener éxito a largo plazo, se debe implementar un conjunto de medidas de mitigación, tanto financieras como no financieras, basadas en una evaluación científica sólida (Myšiak et al., 2013).

Finalmente, la información generada hasta hoy da cuenta de los impactos actuales, directos, futuros y potenciales sobre la biodiversidad marina, y de los procesos ecológicos, algunos de ellos frágiles en Patagonia. Los autores de este informe se suman al llamado que han hecho connotadas y connotados investigadores a las agencias responsables, autoridades competentes y tomadores de decisiones, para generar regulaciones más robustas y estrictas que aseguren que el desarrollo de la salmicultura sea más sustentable.

Los cetáceos, como depredadores de alto nivel trófico, juegan un rol importante en los ecosistemas marinos de Patagonia y, por lo tanto, estamos seguros de que bajo una visión más amplia y una evaluación basada en los ecosistemas, la información sobre este grupo puede aportar considerablemente a los procesos de planificación espacial marina, muy necesarios en un maritorio tan vasto y de múltiples actores y usuarios.

7. Referencias

- Acha EM, Mianzan HW, Guerrero RA, et al (2004) Marine fronts at the continental shelves of austral South America: Physical and ecological processes. *J Mar Syst* 44:83–105
- Agardy T (1994) Advances in marine conservation: the role of marine protected areas. *Trends Ecol Evol* 9:267–270. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(94\)90297-6](https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90297-6)
- Agardy T, di Sciara GN, Christie P (2011) Mind the gap: Addressing the shortcomings of marine protected areas through large scale marine spatial planning. *Mar Policy* 35:226–232. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.10.006>
- Albert C, Luque GM, Courchamp F (2018) The twenty most charismatic species. *PLOS ONE* 13:e0199149. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0199149>
- Allen MC, Read AJ (2000) Habitat selection of foraging bottlenose dolphins in relation to boat density near Clearwater, Florida. *Mar Mammal Sci* 16:815–824
- Apostolaki ET, Tsagaraki T, Tsapakis M, Karakassis I (2007) Fish farming impact on sediments and macrofauna associated with seagrass meadows in the Mediterranean. *Estuar Coast Shelf Sci* 75:408–416. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.05.024>
- Aranda C, Paredes J, Valenzuela C, et al (2010) 16S rRNA gene-based molecular analysis of mat-forming and accompanying bacteria covering organically-enriched marine sediments underlying a salmon farm in Southern Chile (Calbuco Island). *Gayana Concepc* 74:125–135. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382010000200006>
- Aranda CP, Valenzuela C, Matamala Y, et al (2015) Sulphur-cycling bacteria and ciliated protozoans in a Beggiatoaceae mat covering organically enriched sediments beneath a salmon farm in a southern Chilean fjord. *Mar Pollut Bull* 100:270–278. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.08.040>
- Aswani S (2019) Perspectives in coastal human ecology (CHE) for marine conservation. *Biol Conserv* 236:223–235. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.047>
- Barrett LT, Swearer SE, Dempster T (2019) Impacts of marine and freshwater aquaculture on wildlife: a global meta-analysis. *Rev Aquac* 11:1022–1044. <https://doi.org/10.1111/raq.12277>
- Bedriñana-Romano L, Hucke-Gaete R, Viddi FA, et al (2021) Defining priority areas for blue whale conservation and investigating overlap with vessel traffic in Chilean Patagonia, using a fast-fitting movement model. *Sci Rep* 11:2709. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-82220-5>
- Bedriñana-Romano L, Hucke-Gaete R, Viddi FA, et al (2018) Integrating multiple data sources for assessing blue whale abundance and distribution in Chilean Northern Patagonia. *Divers Distrib* 24:991–1004. <https://doi.org/10.1111/ddi.12739>
- Bejder L, Dawson S (2000) Abundancy, residency and habitat utilization of Hector's dolphins in Porpoise Bay, New Zealand. *N Z J Mar Fresh Res* 35:277–287

- Berman-Kowalewski M, Gulland FMD, Wilkin S, et al (2010) Association Between Blue Whale (*Balaenoptera musculus*) Mortality and Ship Strikes Along the California Coast. *Aquat Mamm* 36:59–66. <https://doi.org/10.1578/AM.36.1.2010.59>
- Blickley JL, Patricelli GL (2010) Impacts of Anthropogenic Noise on Wildlife: Research Priorities for the Development of Standards and Mitigation. *J Int Wildl Law Policy* 13:274–292. <https://doi.org/10.1080/13880292.2010.524564>
- Bonizzoni S, Furey NB, Santostasi NL, et al (2019) Modelling dolphin distribution within an Important Marine Mammal Area in Greece to support spatial management planning. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 29:1665–1680. <https://doi.org/10.1002/aqc.3148>
- Boulton AJ, Ekeboom J, Gíslason G már (2016) Integrating ecosystem services into conservation strategies for freshwater and marine habitats: a review. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 26:963–985. <https://doi.org/10.1002/aqc.2703>
- Bowen WD (1997) Role of marine mammals in aquatic ecosystems. *Mar Ecol Prog Ser* 58:267–274
- Bräger S, Harraway JA, Manly BFJ (2003) Habitat selection of a coastal dolphin species (*Cephalorhynchus hectori*). *Mar Biol* 143:233–244
- Branch TA, Stafford KM, Palacios DM, et al (2007) Past and present distribution, densities and movements of blue whales *Balaenoptera musculus* in the Southern Hemisphere and northern Indian Ocean. *Mammal Rev* 37:116–175. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2007.00106.x>
- Brownell RL, Praderi R (1982) Status of Burmeister's porpoise, *Phocoena spinipinnis*, in southern South American waters
- Buchan SJ, Quiñones RA (2016) First insights into the oceanographic characteristics of a blue whale feeding ground in northern Patagonia, Chile. *Mar Ecol Prog Ser* 554:183–199. <https://doi.org/10.3354/meps11762>
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, et al (2004) Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. Oxford University Press, Oxford
- Buckland ST, Elston DA (1993) Empirical models for the spatial distribution of wildlife. *J Appl Ecol* 30:478–495
- Burton SM, Rundle SD, Jones MB (2001) The relationship between trace metal contamination and stream meiofauna. *Environ Pollut* 111:159–167. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00323-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00323-1)
- Buschmann AH, Cabello F, Young K, et al (2009a) 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>
- Buschmann AH, Cabello F, Young K, et al (2009b) 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>
- Buschmann AH, Fortt A (2005) Efectos ambientales de la acuicultura intensiva y alternativas para un desarrollo sustentable. *Rev Ambiente Desarro* 21:58–64

- Buschmann AH, Gelcich S, Díaz P, et al (2019) Acuicultura, pesca y biodiversidad en ecosistemas costeros de Chile. In: Biodiversidad y cambio climático en Chile: Evidencia científica para la toma de decisiones. Informe de la mesa de Biodiversidad., P. A. Marquet et al. (editores). Comité Científico COP25; Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación, Santiago
- Buschmann AH, López DA, Medina A (1996) A review of the environmental effects and alternative production strategies of marine aquaculture in Chile. *Aquat Eng* 15:397–421
- Buschmann AH, Riquelme VA, Hernández-González MC, et al (2006) A review of the impacts of salmonid farming on marine coastal ecosystems in the southeast Pacific. *ICES J Mar Sci* 63:1338–1345. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2006.04.021>
- Buschmann AH, Tomova A, López A, et al (2012) Salmon Aquaculture and Antimicrobial Resistance in the Marine Environment. *PLOS ONE* 7:e42724. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0042724>
- Cabello FC, Godfrey HP (2016) Harmful algal blooms (HABs), marine ecosystems and human health in the Chilean Patagonia. *Rev Chil Infectol* 33:559–560. <https://doi.org/10.4067/S0716-10182016000500011>
- Cai J, Zhou X (2019) Contribution of aquaculture to total fishery production: the 50-percent mark. *FAO Aquac News* 60:43–45
- Callier MD, Byron CJ, Bengtson DA, et al (2018) Attraction and repulsion of mobile wild organisms to finfish and shellfish aquaculture: a review. *Rev Aquac* 10:924–949. <https://doi.org/10.1111/raq.12208>
- Cañadas A, Sagarminaga R, de Stephanis R, et al (2005) Habitat preference modelling as a conservation tool: proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spanish waters. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 15:495–521
- Cao L, Wang W, Yang Y, et al (2007) Environmental impact of aquaculture and countermeasures to aquaculture pollution in China. *Environ Sci Pollut Res - Int* 14:452–462. <https://doi.org/10.1065/espr2007.05.426>
- Caro T (2010) Conservation by Proxy: Indicator, Umbrella, Keystone, Flagship, and Other Surrogate Species. Island Press
- Carpenter SR, Kitchell JF (1993) The Trophic Cascades in Lakes. Cambridge University Press, Cambridge
- Chávez C, Dresdner J, Figueroa Y, Quiroga M (2019) Main issues and challenges for sustainable development of salmon farming in Chile: a socio-economic perspective. *Rev Aquac* 11:403–421. <https://doi.org/10.1111/raq.12338>
- Chou CL, Haya K, Paon LA, et al (2002) Aquaculture-related trace metals in sediments and lobsters and relevance to environmental monitoring program ratings for near-field effects. *Mar Pollut Bull* 44:1259–1268. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00219-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00219-9)
- Claude M, Oporto JA, Ibáñez C, et al (2000) La ineficiencia de la salmonicultura en Chile: aspectos sociales, económicos y ambientales. Terram Publicaciones, Santiago
- Conn PB, Silber GK (2013) Vessel speed restrictions reduce risk of collision-related mortality for North Atlantic right whales. *Ecosphere* 4:art43. <https://doi.org/10.1890/ES13-00004.1>

- Cottee SY, Petersan P (2009) Animal welfare and organic aquaculture in open systems. *J Agric Environ Ethics* 22:437–461
- Croll DA, Marinovic B, Benson S, et al (2005) From wind to whales: trophic links in a coastal upwelling system. *Mar Ecol Prog Ser* 289:117–130
- Cromeey CJ, Black KD (2005) Modelling the Impacts of Finfish Aquaculture. In: Hargrave BT (ed) *Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp 129–155
- Crovetto A, Lemaitre C (1991) Características de un esqueleto de *Phocoena spinipinnis*, Burmeister 1865 (marsopa de Burmeister) de las costas de Chile y comentarios sobre la osteología del género. *Rev Biol Mar* 26:37–47
- Dalman Ö, Demirak A, Balci A (2006) Determination of heavy metals (Cd, Pb) and trace elements (Cu, Zn) in sediments and fish of the Southeastern Aegean Sea (Turkey) by atomic absorption spectrometry. *Food Chem* 95:157–162. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2005.02.009>
- Davila PM, Figueroa D, Muller E (2002) Freshwater input into coastal ocean and its relation with the salinity distribution off austral Chile (35–55oS). *Cont Shelf Res* 22:521–534
- Dawson S, Wade P, Slooten E, Barlow J (2008) Design and field methods for sighting surveys of cetaceans in coastal and riverine habitats. *Mammal Rev* 38:19–49. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2008.00119.x>
- Dayton PK (1974) Kelp communities of southern South America. *Antartic J US* 9:22–23
- 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
- Dean RJ, Shimmield TM, Black KD (2007) Copper, zinc and cadmium in marine cage fish farm sediments: An extensive survey. *Environ Pollut* 145:84–95. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.03.050>
- DeMaster DP, Fowler CW, Perry SL, Richlen MF (2001) Predation and competition: the impact of fisheries on marine-mammal populations over the next one hundred years. *J Mammology* 82:641–651
- Diana JS (2009) Aquaculture Production and Biodiversity Conservation. *BioScience* 59:27–38. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.1.7>
- Díaz López B (2009) The bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* foraging around a fish farm: Effects of prey abundance on dolphins' behavior. *Curr Zool* 55:243–248. <https://doi.org/10.1093/czoolo/55.4.243>
- Díaz López B (2019) “Hot deals at sea”: responses of a top predator (Bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*) to human-induced changes in the coastal ecosystem. *Behav Ecol* 30:291–300. <https://doi.org/10.1093/beheco/ary162>
- Díaz López B, Shirai JAB (2007) Marine aquaculture and bottlenose dolphins' (*Tursiops truncatus*) social structure. *Behav Ecol Sociobiol* 62:887. <https://doi.org/10.1007/s00265-007-0512-1>
- Díaz PA, Álvarez G, Varela D, et al (2019) Impacts of harmful algal blooms on the aquaculture industry: Chile as a case study. *Perspect Phycol* 6:39–50. <https://doi.org/10.1127/pip/2019/0081>

- Doney SC, Ruckelshaus M, Emmett Duffy J, et al (2012) Climate Change Impacts on Marine Ecosystems. *Annu Rev Mar Sci* 4:11–37. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-041911-111611>
- Doniol-Valcroze T, Berteaux D, Larouche P, Seas R (2007) Influence of thermal fronts on habitat selection by four rorqual whale species in the Gulf of St. Lawrence. *Mar Ecol Prog Ser* 335:207–216
- Doucette GJ, Cembella AD, Martin JL, et al (2006) Paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins in North Atlantic right whales *Eubalaena glacialis* and their zooplankton prey in the Bay of Fundy, Canada. *Mar Ecol Prog Ser* 306:303–313. <https://doi.org/10.3354/meps306303>
- Durbin E, Teegarden G, Campbell R, et al (2002) North Atlantic right whales, *Eubalaena glacialis*, exposed to paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins via a zooplankton vector, *Calanus finmarchicus*. *Harmful Algae* 1:243–251. [https://doi.org/10.1016/S1568-9883\(02\)00046-X](https://doi.org/10.1016/S1568-9883(02)00046-X)
- Eby LA, Crowder LB, McClellan CM, et al (2005) Habitat degradation from intermittent hypoxia: impacts on demersal fishes. *Mar Ecol Prog Ser* 291:249–262. <https://doi.org/10.3354/meps291249>
- Ehler C, Douvère F (2009) Marine Spatial Planning: a step-by-step approach toward ecosystem-based management. Intergovernmental Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme. Unesco
- Espinosa-Miranda C, Caceres B, Blank O, et al (2020) Entanglements and Mortality of Endemic Chilean Dolphins (*Cephalorhynchus eutropia*) in Salmon Farms in Southern Chile. *Aquat Mamm* 46:337–343
- Estes JA, Duggins DO (1995) Sea otters and kelp forests in Alaska: generality and variation in a community ecological paradigm. *Ecol Monogr* 65:75–100
- Estes JA, Palmisano JF (1974) Sea otters: Their role in structuring nearshore communities. *Science* 185:1058–1060
- Estes JA, Tinker MT, Williams TM, Doak DF (1998) Killer whale predation on sea otters linking oceanic and nearshore ecosystems. *Science* 282:473–476
- Etnoyer P, Canny D, Mate BR, Morgan L (2004) Persistent pelagic habits in the Baja California to Bering Sea (B2B) Ecoregion. *Oceanography* 17:90–101
- FAO (2020) The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action
- Farmaki EG, Thomaidis NS, Pasiadis IN, et al (2014) Environmental impact of intensive aquaculture: Investigation on the accumulation of metals and nutrients in marine sediments of Greece. *Sci Total Environ* 485–486:554–562. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.125>
- Ferguson MC, Barlow J, Fiedler P, et al (2006) Spatial models of delphinid (family Delphinidae) encounter rate and group size in the eastern tropical Pacific Ocean. *Ecol Model* 193:645–662
- Fire SE, Dolah FV (2012) Marine Biotoxins: Emergence of Harmful Algal Blooms as Health Threats to Marine Wildlife. Publ Agencies Staff US Dep Commer
- Flewelling LJ, Naar JP, Abbott JP, et al (2005) Red tides and marine mammal mortalities. *Nature* 435:755–756. <https://doi.org/10.1038/nature435755a>

- Fock H (2011) Integrating Multiple Pressures at Different Spatial and Temporal Scales: A Concept for Relative Ecological Risk Assessment in the European Marine Environment. *Hum Ecol Risk Assess Int J* 17:187–211. <https://doi.org/10.1080/10807039.2011.538634>
- Fonnesbeck CJ, Garrison LP, Ward-Geiger LI, Baumstark RD (2008) Bayesian hierarchical model for evaluating the risk of vessel strikes on North Atlantic right whales in the SE United States. *Endanger Species Res* 6:87–94. <https://doi.org/10.3354/esr00134>
- Forney KA (2000) Environmental models of cetacean abundance: reducing uncertainty in population trends. *Conserv Biol* 14:1271–1286
- Fortt ZA, Cabello C, Buschmann (2007) Residues of tetracycline and quinolones in wild fish living around a salmon aquaculture center in Chile. *Rev Chil Infectologia* 24:14–18. <https://doi.org/10.4067/s0716-10182007000100002>
- Frankic A, Hershner C (2003) Sustainable aquaculture: developing the promise of aquaculture. *Aquac Int* 11:517–530. <https://doi.org/10.1023/B:AQUI.0000013264.38692.91>
- Friedlander AM, Ballesteros E, Bell TW, et al (2020) Kelp forests at the end of the earth: 45 years later. *PLOS ONE* 15:e0229259. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229259>
- Friedlander AM, Ballesteros E, Goodell W, et al (2021) Marine communities of the newly created Kawésqar National Reserve, Chile: From glaciers to the Pacific Ocean. *PLOS ONE* 16:e0249413. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0249413>
- Garaffo GV, Dans SL, Pedraza SN, et al (2011) Modeling habitat use for dusky dolphin and Commerson's dolphin in Patagonia. *Mar Ecol Prog Ser* 421:217–227. <https://doi.org/10.3354/meps08912>
- Geraci JR, Anderson DM, Timperi RJ, et al (2011) Humpback Whales (*Megaptera novaeangliae*) Fatally Poisoned by Dinoflagellate Toxin. *Can J Fish Aquat Sci*. <https://doi.org/10.1139/f89-238>
- Gibbons J, Gazitua F, Venegas C (2000) Cetacean in the Strait of Magellan and Otway, Skyring and Almirantazgo sounds. *An Inst Patagon Ser Cienc Nat* 107–118
- Gibbs MT (2007) Assessing the Risk of an Aquaculture Development on Shorebirds Using a Bayesian Belief Model. *Hum Ecol Risk Assess Int J* 13:156–179. <https://doi.org/10.1080/10807030601105423>
- Gill PC, Morrice MG, Page B, et al (2011) Blue whale habitat selection and within-season distribution in a regional upwelling system off southern Australia. *Mar Ecol Prog Ser* 421:243–263. <https://doi.org/10.3354/meps08914>
- Gimpel A, Stelzenmüller V, Cormier R, et al (2013) A spatially explicit risk approach to support marine spatial planning in the German EEZ. *Mar Environ Res* 86:56–69. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.02.013>
- Gimpel A, Stelzenmüller V, Töpsch S, et al (2018) A GIS-based tool for an integrated assessment of spatial planning trade-offs with aquaculture. *Sci Total Environ* 627:1644–1655. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.133>
- González HE, Calderón MJ, Castro L, et al (2010) Primary production and plankton dynamics in the Reloncaví Fjord and the Interior Sea of Chiloé, Northern Patagonia, Chile. *Mar Ecol Prog Ser* 402:13–30. <https://doi.org/10.3354/meps08360>

- González HE, Castro L, Daneri G, et al (2011) Seasonal plankton variability in Chilean Patagonia fjords: Carbon flow through the pelagic food web of Aysen Fjord and plankton dynamics in the Moraleda Channel basin. *Cont Shelf Res* 31:225–243. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2010.08.010>
- Goodall RNP (1994) Chilean dolphins *Cephalorhynchus eutropia* (Gray, 1846). In: Ridgway SH, Harrison SR (eds) *Handbook of marine mammals*. Academic Press, San Diego, pp 269–287
- Goodall RNP, de Haro JC, Fraga F, et al (1997) 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, Wursig B, Wursig M, et al (1996) Sightings of Burmeister’s porpoise, *Phocoena spinipinnis*, off southern South America. *Oceanogr Lit Rev* 10:1042
- Grigorakis K (2010) Ethical Issues in Aquaculture Production. *J Agric Environ Ethics* 23:345–370. <https://doi.org/10.1007/s10806-009-9210-5>
- Hargrave BT (2010) Empirical relationships describing benthic impacts of salmon aquaculture. *Aquac Environ Interact* 1:33–46. <https://doi.org/10.3354/aei00005>
- Hargrave BT, Duplisea DE, Pfeiffer E, Wildish DJ (1993) Seasonal changes in benthic fluxes of dissolved oxygen and ammonium associated with marine cultured Atlantic salmon. *Mar Ecol Prog Ser* 96:249–257
- Harwood J (2001) Marine mammals and their environment in the twenty-first century. *J Mammal* 2:630–640
- Hastie GD, Swift RJ, Slesser G, et al (2005) Environmental models for predicting oceanic dolphin habitat in the Northeast Atlantic. *ICES J Mar Sci* 62:760–770
- Häussermann V, Försterra G (2007) Large assemblages of cold-water corals in Chile: a summary of recent findings and potential impacts. *Bull Mar Sci* 81:195–207
- Häussermann V, Gutstein CS, Bedington M, et al (2017) Largest baleen whale mass mortality during strong El Niño event is likely related to harmful toxic algal bloom. *PeerJ* 5:e3123. <https://doi.org/10.7717/peerj.3123>
- 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>
- Heinrich S, Reeves RR (2017) *Cephalorhynchus eutropia*. In: IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017
- Hildebrand JA (2009) Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Mar Ecol Prog Ser* 395:5–20. <https://doi.org/10.3354/meps08353>
- Hinojosa Toledo IA, Thiel M (2009) Floating marine debris in fjords, gulfs and channels of southern Chile. *Mar Pollut Bull* 58:341–350
- Hooker SK, Gerber LR (2004) Marine reserves as a tool for ecosystem-based management: The potential importance of megafauna. *Bioscience* 54:27–39

- Hornick KM, Buschmann AH (2018) Insights into the diversity and metabolic function of bacterial communities in sediments from Chilean salmon aquaculture sites. *Ann Microbiol* 68:63–77. <https://doi.org/10.1007/s13213-017-1317-8>
- Hucke-Gaete R, Lo Moro P, Ruiz J (2010) Conservando el mar de Chiloé, Ppalena y Guaitecas. Síntesis del estudio Investigación para el desarrollo de Área Marina Costera Protegida Chiloé, Palena y Guaitecas. Imprenta America, Valdivia
- Hucke-Gaete R, Viddi FA, Bello ME (2006) Marine Conservation in Southern Chile: the importance of the Chiloe-Corcovado area for blue whales, biological diversity and sustainable development. Imprenta America, Valdivia
- Hucke-Gaete R, Viddi FA, Simone A (2021) Aves y mamíferos marinos de la Patagonia chilena: Especies focales para la conservación de los ecosistemas marinos. En Castilla et al. 2021 Conservación en la Patagonia chilena: evaluación del conocimiento, oportunidades y desafíos. Santiago, Chile: Ediciones Universidad Católica, 600pp.
- Hugo G (2011) Future demographic change and its interactions with migration and climate change. *Glob Environ Change* 21:S21–S33. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.09.008>
- Hunter ML (1999) Biological Diversity. In: Hunter ML (ed) Maintaining biodiversity in forest ecosystems. Cambridge University Press, New York, pp 3–21
- Iriarte JL, Gonzalez HE, Liu KK, et al (2007) Spatial and temporal variability of chlorophyll and primary productivity in surface waters of southern Chile (41.5–43°S). *Estuar Coast Shelf Sci* 74:471–480. (doi:10.1016/j.ecss.2007.05.015)
- Iriarte JL, León-Muñoz J, Marcé R, et al (2017) Influence of seasonal freshwater streamflow regimes on phytoplankton blooms in a Patagonian fjord. *N Z J Mar Freshw Res* 51:304–315. <https://doi.org/10.1080/00288330.2016.1220955>
- Jansen HM, Broch OJ, Bannister R, et al (2018) Spatio-temporal dynamics in the dissolved nutrient waste plume from Norwegian salmon cage aquaculture. *Aquac Environ Interact* 10:385–399. <https://doi.org/10.3354/aei00276>
- Jiménez JE, Arriagada AM, Fontúrbel FE, et al (2013) Effects of exotic fish farms on bird communities in lake and marine ecosystems. *Naturwissenschaften* 100:779–787. <https://doi.org/10.1007/s00114-013-1076-8>
- Johnston D, Thorne LH, Read A (2005a) Fin whales *Balaenoptera physalus* and minke whales *Balaenoptera acutorostrata* exploit a tidally driven island wake ecosystem in the Bay of Fundy. *Mar Ecol Prog Ser* 305:287–295
- Johnston DW (2002) The effect of acoustic harassment devices on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Bay of Fundy, Canada. *Biol Conserv* 108:113–118
- Johnston DW, Westgate AJ, Read AJ (2005b) Effects of fine-scale oceanographic features on the distribution and movements of harbour porpoises *Phocoena phocoena* in the Bay of Fundy. *Mar Ecol Prog Ser* 295:279–293. (doi:10.3354/meps295279)
- 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

- Krkošek M, Ford JS, Morton A, et al (2007) Declining Wild Salmon Populations in Relation to Parasites from Farm Salmon. *Science* 318:1772–1775. <https://doi.org/10.1126/science.1148744>
- Kutti T, Ervik A, Høisæter T (2008) Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. III. Linking deposition rates of organic matter and benthic productivity. *Aquaculture* 282:47–53. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.06.032>
- Lawton J (1996) Patterns in ecology. *Oikos* 75:145–147
- Lemoine N, Boehning-Gaese K. (2003) Potential impact of global climate change on species richness of long-distance migrants. *Conserv Biol* 17:577–586
- Lesage V, Omrane A, Doniol-Valcroze T, Mosnier A (2017) Increased proximity of vessels reduces feeding opportunities of blue whales in the St. Lawrence Estuary, Canada. *Endanger Species Res* 32:351–361. <https://doi.org/10.3354/esr00825>
- 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, Guzman L, Schiavini A (2000) Abundance estimation of Commerson's dolphin in the eastern area of the Strait of Magellan-Chile. *Rev Chil Hist Nat* 73:473–478
- Lewis AG, Metaxas A (1991) Concentrations of total dissolved copper in and near a copper-treated salmon net pen. *Aquaculture* 99:269–276. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(91\)90247-5](https://doi.org/10.1016/0044-8486(91)90247-5)
- Li Q, Wu Z, Chu B, et al (2007) Heavy metals in coastal wetland sediments of the Pearl River Estuary, China. *Environ Pollut* 149:158–164. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.01.006>
- Longhurst AR (1998) *Ecological Geography of the Sea*. Academic Press, London
- Lundquist CJ, Granek EF (2005) Strategies for Successful Marine Conservation: Integrating Socioeconomic, Political, and Scientific Factors. *Conserv Biol* 19:1771–1778. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00279.x>
- Lusseau D (2003) Effects of tour boats on the behavior of bottlenose dolphins: Using Markov chains to model anthropogenic impacts. *Conserv Biol* 17:1785–1793
- Lusseau D, Bain DE, Williams R, Smith JC (2009a) Vessel traffic disrupts the foraging behavior of southern resident killer whales *Orcinus orca*. *Endanger Species Res* 6:211–221. <https://doi.org/10.3354/esr00154>
- Lusseau D, Bain DE, Williams R, Smith JC (2009b) Vessel traffic disrupts the foraging behavior of southern resident killer whales *Orcinus orca*. *Endanger Species Res* 6:211–221
- Lydersen C, Assmy P, Falk-Petersen S, et al (2014) The importance of tidewater glaciers for marine mammals and seabirds in Svalbard, Norway. *J Mar Syst* 129:452–471. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2013.09.006>
- Mann KM, Lazier JRN (1991) *Dynamics of Marine Ecosystems*. Blackwell Scientific Publications, Massachusetts
- Markowitz TM, Harlin AD, Wursig B, McFadden CJ (2004) Dusky dolphin foraging habitat: overlap with aquaculture in New Zealand. *Aquat Conserv* 14:133–149

- Maslo B, Leu K, Faillace C, et al (2016) Selecting umbrella species for conservation: A test of habitat models and niche overlap for beach-nesting birds. *Biol Conserv* 203:233–242. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.09.012>
- McGarigal K, Wan HY, Zeller KA, et al (2016) Multi-scale habitat selection modeling: a review and outlook. *Landsc Ecol* 31:1161–1175. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0374-x>
- McIver R, Milewski I, Loucks R, Smith R (2018) Estimating nitrogen loading and far-field dispersal potential from background sources and coastal finfish aquaculture: A simple framework and case study in Atlantic Canada. *Estuar Coast Shelf Sci* 205:46–57. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.01.005>
- McKenna MF, Calambokidis J, Oleson EM, et al (2015) Simultaneous tracking of blue whales and large ships demonstrates limited behavioral responses for avoiding collision. *Endanger Species Res* 27:219–232. <https://doi.org/10.3354/esr00666>
- Mendes S, Turrell W, Luetkebohle T, Thompson P (2002) Influence of the tidal cycle and a tidal intrusion front on the spatio-temporal distribution of coastal bottlenose dolphins. *Mar Ecol Prog Ser* 239:221–229. (doi:10.3354/meps23922)
- Mendiguchía C, Moreno C, Manuel-Vez MP, García-Vargas M (2006) Preliminary investigation on the enrichment of heavy metals in marine sediments originated from intensive aquaculture effluents. *Aquaculture* 254:317–325. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.10.049>
- Mente E, Pierce GJ, Santos MB, Neofitou C (2006) Effect of feed and feeding in the culture of salmonids on the marine aquatic environment: a synthesis for European aquaculture. *Aquac Int* 14:499–522. <https://doi.org/10.1007/s10499-006-9051-4>
- Millanao A, Barrientos M, Gómez C, et al (2011) Injudicious and excessive use of antibiotics: public health and salmon aquaculture in Chile. *Rev Med Chil* 139:107–118
- Miranda CD, Godoy FA, Lee MR (2018) Current Status of the Use of Antibiotics and the Antimicrobial Resistance in the Chilean Salmon Farms. *Front Microbiol* 9:1284. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01284>
- 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*. *Lat Am J Aquat Mamm* 141–156. <https://doi.org/10.5597/lajam00078>
- Molinet C, Valle-Levinson A, Moreno CA, et al (2006) Effects of sill processes on the distribution of epineustonic competent larvae in a stratified system of Southern Chile. *Mar Ecol Prog Ser* 324:95–104. <https://doi.org/10.3354/meps324095>
- Montero P, Daneri G, Cuevas LA, et al (2007) Productivity cycles in the coastal upwelling area off Concepción: The importance of diatoms and bacterioplankton in the organic carbon flux. *Prog Oceanogr* 75:518–530. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2007.08.013>
- Moore SE, DeMaster DP (1998) Cetacean habitats in the Alaskan Arctic. *J Northwest Atl Fish Sci* 22:55–69
- Moreno CA, Jara HF (1984) Ecological studies on fish fauna associated with *Macrocystis pyrifera* beds in south of Fuegian Islands, Chile. *Mar Ecol Prog Ser* 15:99–107

- Morrisey DJ, Underwood AJ, Howitt L (1995) Development of sediment-quality criteria—A proposal from experimental field-studies of the effects of copper on benthic organisms. *Mar Pollut Bull* 31:372–377. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(95\)00126-8](https://doi.org/10.1016/0025-326X(95)00126-8)
- Morrison ML, Marcot BG, Mannan RW (1998) *Wildlife-habitat relationships: concepts and applications*, 2nd edn. The University of Wisconsin Press, Madison
- Myšiak J, Schwerdtner Máñez K, Ring I (2013) Comparative Analysis of the Conflicts Between Carp Pond Farming and the Protection of Otters (*Lutra lutra*) in Upper Lusatia and South Bohemia. In: Klenke RA, Ring I, Kranz A, et al. (eds) *Human - Wildlife Conflicts in Europe: Fisheries and Fish-eating Vertebrates as a Model Case*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp 141–163
- Nash CE, Burbridge PR, Volkman JK (2008) Guidelines for ecological risk assessment of marine fish aquaculture. In: *Understanding and applying risk analysis in aquaculture*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, M.G. Bondad-Reantaso, J.R. Arthur and R.P. Subasinghe. FAO, Rome, pp 135–151
- Naylor R, Hindar K, Fleming IA, et al (2005) Fugitive Salmon: Assessing the Risks of Escaped Fish from Net-Pen Aquaculture. *BioScience* 55:427–437. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0427:FSATRO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0427:FSATRO]2.0.CO;2)
- Naylor RL, Goldberg RJ, Primavera JH, et al (2000) Effects of aquaculture on world fish supplies. *Nature* 405:1017–1024
- Naylor RL, Williams SL, Strong DR (2001) Aquaculture--A Gateway for Exotic Species. *Science* 294:1655–1656. <https://doi.org/10.1126/science.1064875>
- Neumann B, Vafeidis AT, Zimmermann J, Nicholls RJ (2015) Future Coastal Population Growth and Exposure to Sea-Level Rise and Coastal Flooding - A Global Assessment. *PLOS ONE* 10:e0118571. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118571>
- Nichol LM, Wright BM, O'Hara P, Ford JKB (2017a) Risk of lethal vessel strikes to humpback and fin whales off the west coast of Vancouver Island, Canada. *Endanger Species Res* 32:373–390. <https://doi.org/10.3354/esr00813>
- Nichol LM, Wright BM, O'Hara P, Ford JKB (2017b) Risk of lethal vessel strikes to humpback and fin whales off the west coast of Vancouver Island, Canada. *Endanger Species Res* 32:373–390. <https://doi.org/10.3354/esr00813>
- 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>
- Outeiro L, Häussermann V, Viddi F, et al (2015) Using ecosystem services mapping for marine spatial planning in southern Chile under scenario assessment. *Ecosyst Serv* 16:341–353. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.03.004>
- Palma S, Silva N (2004) Distribution of siphonophores, chaetognaths, euphausiids and oceanographic conditions in the fjords and channels of southern Chile. *Deep Sea Res Part II Top Stud Oceanogr* 51:513–535
- Pennino MG, Arcangeli A, Fonseca VP, et al (2017) A spatially explicit risk assessment approach: Cetaceans and marine traffic in the Pelagos Sanctuary (Mediterranean Sea). *PLOS ONE* 12:e0179686. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179686>

- Petit IJ, Campoy AN, Hevia M-J, et al (2018) Protected areas in Chile: are we managing them? *Rev Chil Hist Nat* 91:1. <https://doi.org/10.1186/s40693-018-0071-z>
- Piper WH (2011) Making habitat selection more “familiar”: a review. *Behav Ecol Sociobiol* 65:1329–1351. <https://doi.org/10.1007/s00265-011-1195-1>
- Piroddi C, Bearzi G, Christensen V (2011) Marine open cage aquaculture in the eastern Mediterranean Sea: a new trophic resource for bottlenose dolphins. *Mar Ecol Prog Ser* 440:255–266. <https://doi.org/10.3354/meps09319>
- Pitchon A (2011) Sea hunters or sea farmers? Transitions in Chilean fisheries. *Hum Organ* 70:200–209
- Price CS, Morris JA, Keane EP, et al (2017) Protected species and marine aquaculture interactions
- Primavera, J. H. (2006). Overcoming the impacts of aquaculture on the coastal zone. *Ocean & Coastal Management*, 49(9-10), 531-545.
- 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>
- Redfern JV, Ferguson MC, Becker EA, et al (2006) Techniques for cetacean-habitat modeling. *Mar Ecol Prog Ser* 310:271–295
- Reyes JC (2018) Burmeister’s Porpoise: *Phocoena spinipinnis* Burmeister, 1865. In: Würsig B, Thewissen JGM, Kovacs KM (eds) *Encyclopedia of Marine Mammals* (Third Edition). Academic Press, pp 146–148
- 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. *J Mar Biol Assoc U K* 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. *Aquat Mamm* 31:234–242
- Riedel B, Pados T, Pretterebner K, et al (2014) Effect of hypoxia and anoxia on invertebrate behaviour: ecological perspectives from species to community level. *Biogeosciences* 11:1491–1518. <https://doi.org/10.5194/bg-11-1491-2014>
- Rilov G, Mazaris AD, Stelzenmüller V, et al (2019) Adaptive marine conservation planning in the face of climate change: What can we learn from physiological, ecological and genetic studies? *Glob Ecol Conserv* 17:e00566. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00566>
- Rockwood RC, Calambokidis J, Jahncke J (2017) High mortality of blue, humpback and fin whales from modeling of vessel collisions on the U.S. West Coast suggests population impacts and insufficient protection. *PLOS ONE* 12:e0183052. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183052>
- Roff JC, Zacharias MA, Day J (2011) *Marine Conservation Ecology*. Earthscan, London
- Rosa S, Milinkovitch MC, Van Waerebeek K, et al (2005) Population structure of nuclear and mitochondrial DNA variation among South American Burmeister’s porpoises (*Phocoena spinipinnis*). *Conserv Genet* 6:431–443. <https://doi.org/10.1007/s10592-005-4988-9>

- Sarà G (2007) A meta-analysis on the ecological effects of aquaculture on the water column: Dissolved nutrients. *Mar Environ Res* 63:390–408. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2006.10.008>
- Schiavini ACM, Goodall RNP, Lescrauwaet AK, Koen Alonso M (1997) Food habits of the Peale's dolphin, *Lagenorhynchus australis*: Review and new information. *Rep Int Whal Comm* 47 (special issue):827–834
- Schiel DR, Foster MS (2015) Part II. The Giant Kelp Ecosystem. University of California Press
- Scholin CA, Gulland F, Doucette GJ, et al (2000) Mortality of sea lions along the central California coast linked to a toxic diatom bloom. *Nature* 403:80–84
- Sepúlveda F, Marín SL, Carvajal J (2004) Metazoan parasites in wild fish and farmed salmon from aquaculture sites in southern Chile. *Aquaculture* 235:89–100. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2003.09.015>
- Sepúlveda M, Newsome SD, Pavez G, et al (2015) Using Satellite Tracking and Isotopic Information to Characterize the Impact of South American Sea Lions on Salmonid Aquaculture in Southern Chile. *PLoS ONE* 10:. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0134926>
- Sepúlveda M, Oliva D (2005) Interactions between South American sea lions *Otaria flavescens* (Shaw) and salmon farms in southern Chile. *Aquac Res* 36:1062–1068
- Shumway SE, Burkholder JM, Morton SL (2018) Harmful Algal Blooms: A Compendium Desk Reference. John Wiley & Sons
- Silva N, Calvete C, Sievers H (1998) Masas de agua y circulación general para algunos canales australes entre Puerto Montt y Laguna San Rafael, Chile (Crucero CIMAR-Fiordo 1). *Cienc Tecnol Mar* 21:17–48
- Silva N, Valdenegro A (2008) Caracterización oceanográfica de canales australes chilenos entre la boca del Guafo y los canales Pulluche – Chacabuco (CIMAR 8 Fiordos). *Cienc Tecnol Mar* 31:5–44
- Small C, Nicholls RJ (2003) A Global Analysis of Human Settlement in Coastal Zones. *J Coast Res* 19:584–599
- Soto D, Jara F, Moreno C (2001) Escaped salmon in the inner seas, southern Chile: facing ecological and social conflicts. *Ecol Appl* 11:1750–1762
- Soto D, Norambuena F (2004) Evaluation of salmon farming effects on marine systems in the inner seas of southern Chile: a large-scale mensurative experiment. *J Appl Ichthyol* 20:493–501. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2004.00602.x>
- Stelzenmüller V, Ellis JR, Rogers SI (2010) Towards a spatially explicit risk assessment for marine management: Assessing the vulnerability of fish to aggregate extraction. *Biol Conserv* 143:230–238. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.10.007>
- Steneck RS, Graham MH, Bourque BJ, et al (2002) Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environ Conserv* 29:436–459
- Sutherland TF, Martin AJ, Levings CD (2001) Characterization of suspended particulate matter surrounding a salmonid net-pen in the Broughton Archipelago, British Columbia. *ICES J Mar Sci* 58:404–410. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.1043>

- Sutherland TF, Petersen SA, Levings CD, Martin AJ (2007) Distinguishing between natural and aquaculture-derived sediment concentrations of heavy metals in the Broughton Archipelago, British Columbia. *Mar Pollut Bull* 54:1451–1460. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.05.010>
- Szesciorka AR, Allen AN, Calambokidis J, et al (2019) A Case Study of a Near Vessel Strike of a Blue Whale: Perceptual Cues and Fine-Scale Aspects of Behavioral Avoidance. *Front Mar Sci* 6:. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00761>
- Tacon AGJ, Metian M (2008) Global overview on the use of fish meal and fish oil in industrially compounded aquafeeds: Trends and future prospects. *Aquaculture* 285:146–158. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.08.015>
- Teagle H, Hawkins SJ, Moore PJ, Smale DA (2017) The role of kelp species as biogenic habitat formers in coastal marine ecosystems. *J Exp Mar Biol Ecol* 492:81–98. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.01.017>
- Tidau S, Briffa M (2019) Anthropogenic noise pollution reverses grouping behaviour in hermit crabs. *Anim Behav* 151:113–120. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2019.03.010>
- Torres P, Oporto JA, Brieva LM, Escare L (1992) Gastrointestinal Helminths of the Cetaceans *Phocoena spinipinnis* Burmeister 1865 and *Cephalorhynchus Eutropia* Gray 1846 from the Southern Coast of Chile. *J Wildl Dis* 28:313–315
- Tovar A, Moreno C, Manuel-Vez MP, García-Vargas M (2000) Environmental impacts of intensive aquaculture in marine waters. *Water Res* 34:334–342. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00102-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00102-5)
- Trathan PN, García-Borboroglu P, Boersma D, et al (2015) Pollution, habitat loss, fishing, and climate change as critical threats to penguins. *Conserv Biol* 29:31–41. <https://doi.org/10.1111/cobi.12349>
- Tucca F, Moya H, Pozo K, et al (2017) Occurrence of antiparasitic pesticides in sediments near salmon farms in the northern Chilean Patagonia. *Mar Pollut Bull* 115:465–468. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.041>
- Urbina MA (2016) Temporal variation on environmental variables and pollution indicators in marine sediments under sea Salmon farming cages in protected and exposed zones in the Chilean inland Southern Sea. *Sci Total Environ* 573:841–853. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.166>
- Van Bresselem M-F, Van Waerebeek K, Reyes JC, et al (1993) Evidence of Poxvirus in Dusky Dolphin (*Lagenorhynchus obscurus*) and Burmeister's Porpoise (*Phocoena spinipinnis*) from Coastal Peru. *J Wildl Dis* 29:109–113. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-29.1.109>
- Van Hemert C, Schoen SK, Litaker RW, et al (2020) Algal toxins in Alaskan seabirds: Evaluating the role of saxitoxin and domoic acid in a large-scale die-off of Common Murres. *Harmful Algae* 92:101730. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.101730>
- Van Parijs SM, Corkeron PJ (2001) Boat traffic affects the acoustic behaviour of Pacific humpback dolphins, *Sousa chinensis* - ProQuest. *J Mar Biol Assoc UK* 81:533–538
- 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. 6
- Vanderlaan ASM, Taggart CT (2007) Vessel Collisions with Whales: The Probability of Lethal Injury Based on Vessel Speed. *Mar Mammal Sci* 23:144–156. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2006.00098.x>

- Vanderlaan ASM, Taggart CT, Serdynska AR, et al (2008) Reducing the risk of lethal encounters: vessels and right whales in the Bay of Fundy and on the Scotian Shelf. *Endanger Species Res* 4:283–297. <https://doi.org/10.3354/esr00083>
- Verhoeven JTP, Salvo F, Knight R, et al (2018) Temporal Bacterial Surveillance of Salmon Aquaculture Sites Indicates a Long Lasting Benthic Impact With Minimal Recovery. *Front Microbiol* 9:. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.03054>
- Viddi FA (2009) Behavioural ecology of small cetaceans in the Northern Patagonian fjords, Chile. Ph.D. thesis. Macquarie University
- Viddi FA, Harcourt RG, Huckle-Gaete R (2015) Identifying key habitats for the conservation of Chilean dolphins in the fjords of southern Chile. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* n/a-n/a. <https://doi.org/10.1002/aqc.2553>
- Viddi FA, Harcourt RG, Huckle-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, Huckle-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)
- Waerebeek KV, Baker AN, Félix F, et al (2007) Vessel collisions with small cetaceans worldwide and with large whales in the Southern Hemisphere, an initial assessment. *Lat Am J Aquat Mamm* 43–69. <https://doi.org/10.5597/lajam00109>
- Warren DL, Glor RE, Turelli M (2008) Environmental Niche Equivalency Versus Conservatism: Quantitative Approaches to Niche Evolution. *Evolution* 62:2868–2883. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2008.00482.x>
- Watson JEM, Dudley N, Segan DB, Hockings M (2014) The performance and potential of protected areas. *Nature* 515:67–73. <https://doi.org/10.1038/nature13947>
- Watson-Capps JJ, Mann J (2005) The effects of aquaculture on bottlenose dolphin (*Tursiops* sp.) ranging in Shark Bay, Western Australia. *Biol Conserv* 124:519–526
- Whitehead H, Reeves RR, Tyack PL (2000) Science and the conservation, protection, and management of wild cetaceans. In: Mann J, Connor R, Tyack P, Whitehead H (eds) *Cetacean societies Field studies of dolphins and whales*. The University of Chicago Press, Chicago, pp 308–332
- Wiber MG, Young S, Wilson L (2012) Impact of Aquaculture on Commercial Fisheries: Fishermen's Local Ecological Knowledge. *Hum Ecol* 40:29–40
- Williams R, Ashe E, Gaut K, et al (2017) Animal Counting Toolkit: a practical guide to small-boat surveys for estimating abundance of coastal marine mammals. *Endanger Species Res* 34:149–165. <https://doi.org/10.3354/esr00845>

- Williams R, Leaper R, Zerbini AN, Hammond PS (2007) Methods for investigating measurement error in cetacean line-transect surveys. *J Mar Biol Assoc U K* 87:313–320. <https://doi.org/10.1017/S0025315407055154>
- Williams R, Trites AW, Bain DE (2002) Behavioural responses of killer whales (*Orcinus orca*) to whale-watching boats: Opportunistic observations and experimental approaches. *J Zool* 256:255–270
- Würsig B, Gailey GA (2002) Marine mammals and aquaculture: conflicts and potential resolutions. In: Stickney RR, McVey JP (eds) *Responsible Marine Aquaculture*. CAB International, Wellington, pp 45–59
- Würsig B, Reeves RR, Ortega-Ortiz JG (2002) Global climate change and marine mammals. In: Evans PGH, Raga JA (eds) *Marine Mammals: Biology and Conservation*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, pp 589–608
- Zacharias MA, Roff JC (2001) Use of focal species in marine conservation and management: a review and critique. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 11:59–76



Programa
Austral
Patagonia
Universidad Austral de Chile