

DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE LA BALLENA FIN
(*BALAENOPTERA PHYSALUS*) EN LA ZONA NORTE Y CENTRO
DE CHILE

Tesis

Entregada a La
Universidad de Valparaíso
En Cumplimiento Parcial De Los Requisitos
Para Optar Al Grado De

Magister en Ciencias Biológicas Mención Biodiversidad y Conservación
Instituto de Biología
Facultad De Ciencias

Por

Fernanda Barilari Álvarez

Diciembre, 2021

Directora de Tesis: Maritza Sepúlveda Martínez
Co-director de Tesis: Claudio Quezada Romegialli

INSTITUTO DE BIOLOGIA
FACULTAD DE CIENCIAS
UNIVERSIDAD DE VALPARAISO

INFORME DE APROBACION
TESIS DE MAGISTER

Se informa a la Escuela de Postgrado de la Facultad de Ciencias que la Tesis de Magister
presentada por el candidato.

FERNANDA BARILARI ÁLVAREZ

Ha sido aprobada por la comisión de Evaluación de la tesis como requisito para optar al grado de
Magister en Ciencias Biológicas mención Biodiversidad y Conservación, en el examen de
Defensa de Tesis rendido el día 20 de Enero de 2022.

Directores de Tesis:

Prof.	Maritza Sepúlveda Martínez
Prof.	Claudio Quezada Romegialli

Comisión de Evaluación de la Tesis:

Prof.	Maritza Sepúlveda Martínez
Prof.	Claudio Quezada Romegialli
Prof.	María José Pérez Álvarez

Dedicatoria:

A mi madre, Marisol, que me ha apoyado incondicionalmente en cada paso. A mis seres queridos, por brindarme ánimos cuando lo necesitaba. A mi abuelita, que siempre me entregó su amor inmenso y es parte de la persona que soy hoy.

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a mi profesora guía, Dra. Maritza Sepúlveda, por darme la oportunidad de formar parte de su equipo y apoyarme en mi sueño de estudiar a las ballenas. Por su guía en todo el proceso que conllevó realizar esta tesis, tanto en los momentos altos y bajos. Agradecer a mi cotutor, Dr. Claudio Quezada, por su paciencia al enseñarme nuevas técnicas y guiarme en el aprendizaje.

Gracias a mi madre, Marisol, cada logro es gracias al amor incondicional que me has entregado durante toda mi vida, siempre me has animado a seguir mis sueños y apoyado para cumplirlos.

Gracias a mi pareja, Sebastián, por estar a mi lado en gran parte de este proceso, con una palabra de aliento y un abrazo me empujaste a continuar cuando me vencía el cansancio. Gracias por tu paciencia y amor inmensos.

Gracias a mis amigas, su presencia y apoyo han sido una bendición en mi vida. Son un ejemplo a seguir y espero continuar creciendo juntas siempre.

Gracias a todos mis seres queridos por entregarme la fuerza que necesitaba para cumplir esta meta, su amor significa el mundo para mí.

Y agradecer a mi compañera perruna, Akira, por representar un apoyo emocional constante en cada momento de mi vida, en la felicidad y la tristeza.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

I.	INTRODUCCIÓN	1
II.	METODOLOGÍA	5
	Área de estudio	5
	Datos de posición geográfica de la ballena fin	6
	Variables ambientales.....	7
	Modelo de distribución para la ballena fin	9
III.	RESULTADOS	12
	Variables ambientales.....	13
	Modelación de distribución para la ballena fin.....	15
	Validación con datos independientes	18
IV.	DISCUSIÓN	20
	Variables ambientales.....	20
	Modelo de distribución de la ballena fin	22
	Validación datos independientes.....	24
	Limitaciones del modelo	25
	Implicancias para la conservación	27
V.	CONCLUSIONES.....	29
VI.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	31

RESUMEN

Para diversas especies y poblaciones de cetáceos, se desconocen sus hábitats críticos, información que se considera clave al planificar medidas de conservación para la sobrevivencia de una población o especie. La identificación de hábitats críticos de una especie en el océano es de alta complejidad, ya que involucra especificar las variables ambientales que los influyen, las que pueden corresponder a características geográficas estables y/o a variables oceanográficas. Para el caso de la ballena fin (*Balaenoptera physalus*), en particular, su presencia y uso de hábitats críticos son escasamente conocidos en Chile, por lo que en este trabajo se utilizó el método de modelación de distribución de especies Maxent con el fin de identificar posibles sitios de distribución y alimentación de esta especie dentro de la Zona Económica Exclusiva chilena. Para ello se utilizaron datos de presencia de ballena fin provenientes de diferentes estudios, entre los años 2014 y 2020, y desde las bases abiertas de datos digitales. El modelo final consideró las variables ambientales que mostraron un mayor porcentaje de contribución: la concentración de clorofila promedio anual y de los meses de septiembre y octubre, la temperatura superficial del mar y la distancia a la costa. Para evaluar el rendimiento del modelo se utilizaron dos métodos, la validación cruzada y un conjunto de datos independiente correspondiente a seis ballenas fin marcadas con tag satelitales. El modelo final identificó un 0,12% del área con una probabilidad "alta" y "muy alta" de ocurrencia de la ballena fin. Se identificaron dos zonas principales de mayor idoneidad de hábitat donde la probabilidad de ocurrencia de la especie es alta y muy alta, ambas en la zona norte. La primera abarca desde el límite sur de la Región de Tarapacá hasta la ciudad de Antofagasta, en la Región de Antofagasta y la otra desde el sur de Chañaral, Región de Atacama, hasta el sur de Coquimbo, Región de Coquimbo. Estas dos zonas se caracterizan por

ser costeras, a no más de 35 km desde la línea de costa. En la validación del modelo con datos independientes, la categoría de idoneidad alta presentó un calce promedio del 57,1% y la de idoneidad muy alta presentó un calce del 66,6% de sus celdas y las posiciones de ballenas fin marcadas en conducta de ARS (Area restricted search). La importancia de las variables ambientales seleccionadas y de la zona costera, parece radicar en la influencia que tiene el sistema de la corriente de Humboldt en las zonas norte y centro del país, que facilita la presencia de una surgencia costera que sustenta una alta productividad primaria en la zona. La preferencia de la ballena fin por áreas costeras representa un riesgo para su conservación, ya que los individuos están más susceptibles a amenazas antropogénicas como la colisión con embarcaciones. El presente modelo es, a nuestro entender, el primero desarrollado para la ballena fin en el Pacífico suroriental, destacando zonas de importancia ecológica para la especie, información que es un insumo fundamental para definir áreas de protección para la especie y aportar a su conservación.

ABSTRACT

For various species and populations of cetaceans, their critical habitats are unknown, information that is considered key when planning conservation measures for the survival of a population or species. The identification of critical habitats of a species in the ocean is highly complex, since it involves specifying the environmental variables that influence them, which may correspond to stable geographic characteristics and/or oceanographic variables. In the case of the fin whale (*Balaenoptera physalus*), in particular, its presence and use of critical habitats are poorly known in Chile, so in this work the species distribution modeling method Maxent was used in order to identify possible distribution and feeding sites of this species within the Chilean Exclusive Economic Zone. For this purpose, fin whale presence data from different studies were used, between 2014 and 2020, and from open digital databases. The final model considered the environmental variables that showed a higher percentage of contribution: the average annual chlorophyll concentration and that of the months of September and October, the surface temperature of the sea and the distance to the coast. Two methods were used to assess the performance of the model, cross-validation and an independent data set corresponding to six satellite-tagged fin whales. The final model identified 0.12% of the area with a "high" and "very high" probability of fin whale occurrence. Two main zones of greater habitat suitability were identified where the probability of occurrence of the species is high and very high, both in the northern zone. The first covers from the southern limit of the Tarapacá region to the city of Antofagasta, in the Antofagasta Region, and the other from the south of Chañaral, Atacama Region, to the south of Coquimbo, Coquimbo Region. These two areas are characterized by being coastal, no more than 35 km from the coastline. In the validation of the model with independent data, the high suitability category presented an average fit of 57.1% and the very

high suitability category presented a fit of 66.6% of its cells and the positions of fin whales marked in behavior of ARS (Area restricted search). The importance of the selected environmental variables and of the coastal zone seems to lie in the influence of the Humboldt current system in the north and center of the country, which facilitates the presence of a coastal upwelling that sustains high primary productivity in the zone. The preference of the fin whale for coastal areas represents a risk for its conservation, since individuals are more susceptible to anthropogenic threats such as collisions with ships. This model is, to our knowledge, the first developed for the fin whale in the southeast Pacific, highlighting areas of ecological importance for the species, information that is a fundamental input to define protection areas for the species and contribute to its conservation.

I. INTRODUCCIÓN

La distribución, uso de hábitat y abundancia de los grandes cetáceos es información esencial para el desarrollo de estrategias de conservación de estos mamíferos (Williams *et al.* 2006). Sin embargo, obtener estos datos suele ser logísticamente complejo y con costos elevados, por lo que aún son poco conocidos para la gran mayoría de las especies (Williams *et al.* 2006). En particular, las especies migratorias presentan desafíos adicionales para el estudio de su distribución espacial, debido a que utilizan áreas diferenciadas para la alimentación y reproducción, las cuales pueden estar separadas por cientos e incluso miles de kilómetros (Bannister 2009). Para diversas especies y/o poblaciones de cetáceos, se desconocen sus áreas de alimentación y/o reproducción (denominados como hábitats críticos), información que se considera clave para la sobrevivencia de una población o especie, y por lo tanto relevante para adoptar medidas de conservación adecuadas, como por ejemplo la creación de áreas marinas protegidas (Harwood 2001; Reilly *et al.* 2013).

La identificación de hábitats críticos de una especie en el océano es de alta complejidad, puesto que no tienen límites definidos e involucra especificar las variables ambientales que los influyen, las que pueden corresponder a características geográficas estables, como la profundidad o la topografía del fondo, y/o a variables oceanográficas, como la temperatura, la salinidad y las corrientes oceánicas (Evans 2018). Para cetáceos en particular, diversos estudios han reportado que la temperatura superficial del mar, la salinidad, la batimetría, la pendiente, la distancia a la costa y la concentración de clorofila-a son factores determinantes de la presencia/ausencia de individuos, y que por tanto serían buenos indicadores para la selección de hábitat de estas especies (Smith *et al.* 2012; Buchan & Quiñones 2016; Escobar 2016; Prieto *et*

al. 2017). En áreas de alimentación en particular, la presencia o ausencia de estas especies en un lugar determinado ha sido frecuentemente asociado con variables relacionadas a procesos de surgencia y productividad primaria (Burtenshaw *et al.* 2004; Croll *et al.* 2005; Visser *et al.* 2011).

La ballena fin (*Balaenoptera physalus*) es una especie de la familia Balaenopteridae cuyos patrones de distribución y migración son aún escasamente conocidos (Reilly *et al.* 2013). Se han reportado poblaciones de esta especie que realizan migraciones estacionales (Evans 1987), mientras que otras permanecen en lugares fijos durante todo el año, como es el caso de poblaciones del Mediterráneo (Notarbartolo *et al.* 2003; Cotté *et al.* 2009) y del Golfo de California (Bérubé *et al.* 2002). En poblaciones de esta especie que presentan migraciones estacionales, es probable que las zonas de reproducción y de alimentación muestren diferencias en sus características ambientales, ya que suelen desplazarse desde hábitats tropicales de reproducción en latitudes bajas hacia zonas de alimentación en aguas templadas, subpolares o polares en altas latitudes (Cañadas *et al.* 2005; Rasmussen *et al.* 2007; Panigada *et al.* 2008). En aquellas poblaciones que son residentes, como las del Mediterráneo, se ha evidenciado que esta especie prefiere áreas que presentan frentes oceánicos, principalmente los termales (gradientes en la temperatura superficial del mar), ya que estos ecosistemas se caracterizan por una producción continua de materia orgánica que es asimilada eficientemente en la trama trófica, por lo que el zooplancton se encuentra en biomasas elevadas (Belkin *et al.* 2009; Cotté *et al.* 2009; Scales *et al.* 2014).

En el hemisferio Sur, parte del conocimiento existente sobre la distribución de esta especie proviene de las operaciones de caza comercial de ballenas, ocurridas durante el siglo XX (Clapham & Baker 2001), ya que la ballena fin fue la principal especie objetivo de la caza

comercial en Chile desde 1929 hasta 1983, lo que provocó una importante disminución de su abundancia (Clarke *et al.* 1978). Posterior al término de la caza comercial de ballenas, se ha reportado la presencia de esta especie desde Antofagasta (23°39'S) hasta la Antártica (66°29'S), incluyendo el archipiélago de Juan Fernández (Aguayo-Lobo *et al.* 1998).

En la actualidad, la zona costera del centro-norte de Chile (28°56'-21°20'S) ha sido identificada como una importante área de alimentación de esta especie (Pérez *et al.* 2006; Toro *et al.* 2016; Sepúlveda *et al.* 2018). Su presencia en esta zona se atribuye principalmente a una alta productividad asociada a fenómenos persistentes de surgencia costera, donde la inyección de nutrientes en las aguas superficiales resulta en una producción primaria extremadamente alta, lo que alimenta la producción de zooplancton y peces en áreas extensas, siendo favorable para la alimentación de ballenas y otros consumidores (Camus 2001; Escribano *et al.* 2003; Thiel *et al.* 2007). Se ha reportado la presencia de individuos de ballena fin en otras zonas cercanas a la costa en el norte y centro de Chile (Pacheco *et al.* 2015; Sepúlveda *et al.* 2018). Sin embargo, se desconoce si estas corresponden a sitios de tránsito o posibles sitios de alimentación. La identificación de zonas de importancia donde una especie realice actividades esenciales para su supervivencia, como es el caso de la alimentación, es fundamental para desarrollar medidas de conservación específicas (Clark *et al.* 2010; Panigada *et al.* 2017). Esto es especialmente relevante para especies con problemas de conservación como lo es la ballena fin, que se encuentra catalogada como "vulnerable" por la IUCN (International Union for Conservation of Nature) y "en peligro crítico" por el Ministerio de Medio Ambiente (MMA) (D.S. N°41/2011), debido a una reducción importante de su población a causa de la caza comercial de ballenas (Cooke 2018).

Una de las herramientas mayormente utilizadas para predecir la distribución de una especie es el modelamiento de distribución de especies (SDM), el cual ha probado ser efectivo para especies donde su monitoreo es complejo, como es el caso de los grandes cetáceos migratorios (Smith *et al.* 2012; Prieto *et al.* 2017).

El SDM relaciona observaciones de campo con variables ambientales predictoras para modelar distribuciones potenciales de las especies (Guisan & Thuiller 2005). Uno de los métodos más utilizados es el de Máxima Entropía (Maxent) (Phillips *et al.* 2006), el que permite realizar predicciones sobre la distribución de una especie relacionando registros de ocurrencia y variables ambientales en las localidades de ocurrencia (Guisan & Zimmermann 2000; Phillips *et al.* 2006; Hijmans & Elith 2013). El modelo permite identificar zonas geográficas de idoneidad ambiental para una especie y su probabilidad de ocurrencia (Phillips *et al.* 2006).

Debido a que se ha reportado una relación positiva entre la presencia de diferentes especies de ballenas y la productividad en un área determinada, se predice que los avistamientos de esta especie en las Reservas Marinas Isla Chañaral e Islas Choros-Damas, y otros lugares de Chile durante la época estival, se asocian a variables oceanográficas y físico-químicas relacionadas con la disponibilidad de alimento en el área, y que esta asociación permitiría identificar otras potenciales zonas de distribución y alimentación de esta especie en la zona norte y centro de Chile. Utilizando el método de modelación de distribución de especies Maxent este trabajo tuvo como objetivo modelar la distribución de la ballena fin con el fin de identificar posibles sitios de distribución y alimentación de la ballena fin dentro de la Zona Económica Exclusiva (ZEE) chilena. Los resultados de este estudio podrán ser utilizados como insumos importantes para implementar medidas de conservación de esta especie en Chile.

II. METODOLOGÍA

Área de estudio

El área de estudio comprende las zonas norte y centro de Chile, desde los 18°21'S y hasta los 38°32'S, y desde la costa hasta las 200 millas náuticas correspondientes a la Zona Económica Exclusiva (ZEE) (Fig. 1).

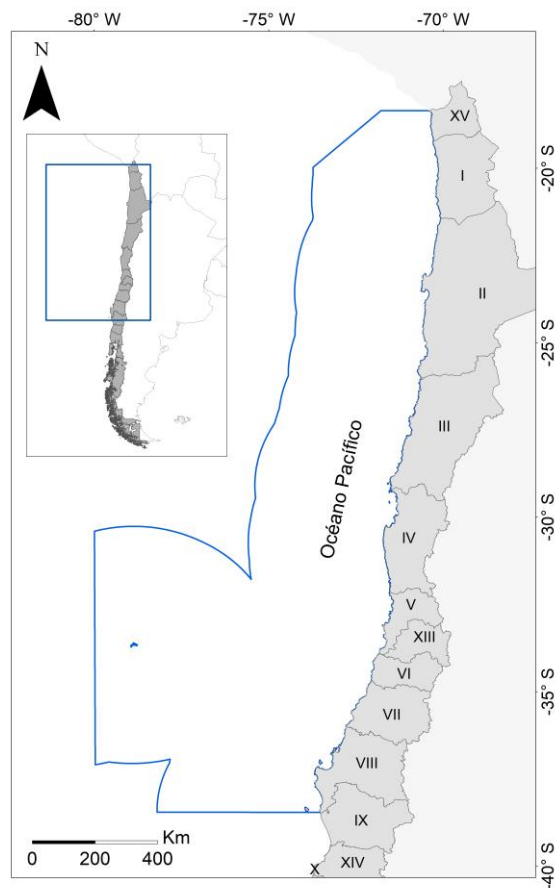


Figura 1. Área de la Zona Económica Exclusiva de Chile donde se proyectó la modelación de distribución de la ballena fin.

Datos de posición geográfica de la ballena fin

Se obtuvieron datos georreferenciados de la presencia de ballena fin en el área de estudio a partir de diferentes estudios realizados en las Reservas Marinas Isla Chañaral (RMIC) (29°02'S, 71°36'W) e Isla Choros y Damas (RMICD) (29°14'S, 71°32'W) desde el 2014 al 2020 (Sepúlveda *et al.* 2016, 2017, 2018, 2020). Brevemente, estos datos se obtuvieron a partir de tres metodologías diferentes: (1) Seguimiento con teodolito, para lo cual se monitoreó la presencia de ballenas fin en el lado Este de la Isla Chañaral utilizando un teodolito SPECTRA precisión DET-2, durante la época estival de los años 2014 a 2018. Los ángulos entregados por el teodolito fueron ingresados al software VADAR (Kniest 2012) para ser transformados en coordenadas geográficas (más detalles de la metodología pueden ser revisados en Santos-Carvallo *et al.* 2021); (2) Escaneo con teodolito; en los meses estivales de 2017 a 2019, se realizó un escaneo del área de observación cada media hora con el objetivo de registrar todos los individuos o grupos de ballenas fin presentes en el área. Nuevamente, los ángulos entregados por el teodolito fueron ingresados al software VADAR para ser transformados en coordenadas geográficas; (3) Transectos desde embarcaciones de 7 m de eslora; en el mes de noviembre de 2019, se realizaron transectos diseñados especialmente para monitorear las RMIC y RMICD y su agua circundante, obteniéndose registros de ballena fin en el área.

Además de lo anterior, se realizó una búsqueda bibliográfica de trabajos publicados sobre ballena fin en Chile, con el fin de incorporar otros avistamientos de la especie reportados en la literatura. De esta manera, se incorporó el estudio de García-Cegarra & Pacheco (2019) del cual se extrajeron posiciones geográficas de avistamientos de ballena fin en la bahía de Mejillones ocurridos entre marzo de 2016 y marzo de 2017, y los avistamientos georreferenciados de ballena fin registrados desde 2018 a 2019 para el área de estudio desde las bases abiertas de

datos digitales Global Biodiversity Information Facility (GBIF <https://www.gbif.org/es/>) y Ocean Biodiversity Information System (OBIS <https://obis.org/>).

Variables ambientales

Se consideraron siete variables ambientales para la modelación en base a las posiciones geográficas de la ballena fin: (1) concentración de clorofila a, (2) productividad primaria neta (NPP), (3) profundidad del fondo marino, (4) pendiente del fondo marino, (5) temperatura superficial del mar (SST), (6) distancia a la isobata de 200 m y (7) distancia a la costa (Tabla 1). Estas variables fueron seleccionadas tomando como base aquellas señaladas previamente como relevantes para la distribución de la ballena fin (Littaye *et al.* 2004; Laran & Gannier 2008; Panigada *et al.* 2008; Druon *et al.* 2012; Sepúlveda *et al.* 2018). La información oceanográfica (concentración de clorofila a, NPP y SST) fue obtenida a partir de bases de datos satelitales, como Ocean Color (<https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>), Giovanni (<https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/>) y Ocean Productivity (<http://sites.science.oregonstate.edu/ocean.productivity/>) (NASA, 2018). La batimetría se obtuvo de la Carta Batimétrica General de los Océanos (IOC *et al.* 2003), actualizada al año 2019. Las variables distancia a la costa, distancia a la isobata de 200 m y pendiente fueron calculadas utilizando herramientas geoespaciales en el software ArcGis v.10.3 (ESRI, 2011) a partir de la batimetría.

Para la variable clorofila a se ha documentado que existe un desfase temporal (de semanas a meses) entre un aumento en su concentración, la presencia de zooplancton y finalmente la presencia de ballenas en un área determinada (Croll *et al.* 2005; Visser *et al.* 2011; Miller 2012; Buchan & Quiñones 2016). Este desfase se debe al tiempo que requiere el krill para madurar y

alcanzar tamaños adecuados para sustentar la alimentación de las ballenas (Croll *et al.* 2005, Visser *et al.* 2011). Por esto, se consideraron valores de clorofila a con desfase de tiempo de uno a cuatro meses, lo que corresponde a los datos mensuales desde agosto a noviembre, desde el 2014 al 2018 (Tabla 1). Para las variables ambientales restantes, se utilizó el promedio de los datos entre los meses de noviembre y marzo, desde el año 2014 a 2019.

Tabla 1. Variables ambientales consideradas para la modelación de distribución de la ballena fin (Para la concentración de clorofila a se abrevió el nombre de algunos meses, donde sept: septiembre, oct: octubre y nov: noviembre).

Variable	Sensor	Periodo de tiempo	Escala temporal	Resolución espacial	Unidad de medida
Concentración de clorofila a	MODIS-Aqua nivel 3	2014-2019	mensual	4 km x 4 km	mg/m ³
Desfase de 1 mes (nov)	MODIS-Aqua nivel 3	2014-2018	mensual	4 km x 4 km	mg/m ³
Desfase de 2 meses (oct)	MODIS-Aqua nivel 3	2014-2018	mensual	4 km x 4 km	mg/m ³
Desfase de 3 meses (sept)	MODIS-Aqua nivel 3	2014-2018	mensual	4 km x 4 km	mg/m ³
Desfase de 4 meses (agosto)	MODIS-Aqua nivel 3	2014-2018	mensual	4 km x 4 km	mg/m ³
Productividad primaria neta	Derivada de MODIS-Aqua	2014-2019	mensual	9 km x 9 km	mgC/m ² /día
Batimetría	GEBCO	2019	-	1 km x 1 km	metros
Pendiente	Derivada de batimetría	2019	-	1 km x 1 km	grados
Temperatura superficial del mar	MODIS-Aqua nivel 3	2014-2019	mensual	4 km x 4 km	°C
Distancia a la costa	Creada	-	-	1 km x 1 km	kilómetros
Distancia a la isobata 200 m	Derivada de batimetría	-	-	1 km x 1 km	kilómetros

Todas las capas ambientales se usaron en formato ráster, proyección geográfica GCS_WGS_1984, formato de archivo GeoTiff y resolución espacial de 4 km x 4 km. Aquellas capas que no se encontraron en este formato fueron remuestreadas con el software SeaDAS 7.5.3 (NASA, 2018).

Se evaluó el grado de dependencia entre las variables ambientales seleccionadas utilizando el análisis de correlación de Spearman con el software R (R Core Team 2018). Las variables que presentaron coeficientes de correlación mayor o igual a 0.7 y que además aportaron baja o nula cantidad de información al modelo, fueron excluidas de los análisis posteriores con el fin de evitar un sesgo en las predicciones (Phillips *et al.* 2006; Smith *et al.* 2012).

Modelo de distribución para la ballena fin

A partir de los datos ambientales y de presencia de la ballena fin se generó un modelo de distribución de especies (SDM) a través del método de Maxent, con el fin de predecir la distribución potencial de esta especie en el área de estudio. Dentro de las ventajas de este método se encuentra la posibilidad de usar solo datos de presencia, considerar las interacciones entre variables ambientales y funcionar de manera adecuada con tamaños de muestra pequeños (Phillips *et al.* 2006). A través de la técnica de Jackknife se analizó la contribución de cada variable ambiental al modelo. Este método se realizó utilizando el paquete MIAMaxent en el software R (R Core Team 2018).

La escala de probabilidad de ocurrencia del modelo final fue reclasificada en cinco clases de igual intervalo utilizando la herramienta "Reclasificar" en ArcGis v.10.3 (ESRI, 2011), modificándose de una cuantitativa (de 0 a 1) a una cualitativa (Muy bajo a Muy alto), donde

"Muy bajo" corresponde a una probabilidad de ocurrencia 0 a 0,2; "Bajo" es de 0,2 a 0,4; "Medio" es de 0,4 a 0,6; "Alto" es de 0,6 a 0,8 y "Muy alto" es de 0,8 a 1 (Pitchford *et al.* 2016).

Para evaluar el rendimiento predictivo del modelo se utilizaron dos métodos, la validación cruzada y un conjunto de datos obtenidos de manera independiente. El método de validación cruzada consistió en dividir los datos de presencia de ballena fin en dos conjuntos a través de un muestreo aleatorio, uno de ellos para entrenar al modelo y el otro para evaluar sus predicciones (Elith & Leathwick 2009; Hijmans & Elith 2013). El modelamiento fue llevado a cabo usando el 80% (N=802) de los datos de ocurrencia de la ballena fin y probado con el 20% (N=201) restante de los datos, con 4000 iteraciones aproximadamente (Smith *et al.* 2012). El poder predictivo del modelo se evaluó utilizando el indicador independiente AUC (área bajo la curva), el cual puede variar entre 0 y 1, donde 1 sugiere una discriminación perfecta entre hábitat adecuado y no adecuado, 0,5 indica que el modelo es igual a una predicción aleatoria y menor a 0,5 sugiere un rendimiento peor que el aleatorio y que podría indicar un error en el análisis (Elith 2000; Phillips *et al.* 2006; Hijmans & Elith 2013; Merow *et al.* 2013). Sin embargo, para modelos que utilizan solo datos de presencia, el valor máximo posible del AUC estará representado por $1 - a/2$, donde a corresponde a la distribución verdadera de la especie, por lo que el valor de AUC siempre será menor a 1 (Phillips *et al.* 2006).

El segundo método de validación del SDM consistió en utilizar un conjunto de datos independientes, correspondiente a desplazamiento de ballenas fin obtenidos a través de otros métodos, de manera de evaluar el rendimiento del modelo y su resultado final con una menor influencia del posible sesgo de recolección de los datos originales de presencia (Hijmans & Elith 2013). Como datos independientes se utilizaron datos de transmisores satelitales de ballena fin publicados por Sepúlveda *et al.* (2018). Brevemente, se obtuvieron 12.600 posiciones

geográficas de seis ballenas fin instrumentadas desde noviembre 2015 a mayo de 2016 entre los 27°S y 52°S.

Para la validación del SDM, se superpusieron los movimientos de las ballenas fin marcadas y el mapa resultante del SDM, utilizando el software ArcGis. Los movimientos de la ballena fin registrados por telemetría fueron diferenciados en conductas de "tránsito" o de "búsqueda", siendo esta última asociada a comportamientos de alimentación (Bailey *et al.* 2010; Sepúlveda *et al.* 2018). Para la validación se utilizaron únicamente las posiciones geográficas correspondientes a conductas de alimentación, de manera de muestrear los valores de idoneidad de hábitat entregados por el modelo y determinar si existe un calce entre ellos (Smith *et al.* 2012; Panigada *et al.* 2017). Se utilizó la herramienta "puntos a ráster" de ArcGis para calcular el número de celdas de cada categoría de probabilidad de ocurrencia con existencia de datos de presencia de ballena fin en conducta de búsqueda, con el fin de calcular el porcentaje de coincidencia entre las posiciones de las ballenas marcadas y los diferentes valores de probabilidad de ocurrencia entregados por el SDM.

III. RESULTADOS

A partir de las distintas fuentes de datos de avistamientos de ballena fin en la zona de estudio, se contabilizaron un total de 1001 posiciones geográficas de la especie, correspondientes a: 243 de seguimiento con teodolito; 738 de escaneo con teodolito; 7 de transectos desde embarcación; 12 del trabajo de García & Pacheco (2019) y una de bases digitales abiertas. Las posiciones se ubican en cuatro regiones de Chile: Antofagasta (n=12), Atacama (n=982), Coquimbo (n=6) y Valparaíso (n=1), concentrándose su mayoría en la Región de Atacama (Fig. 2).

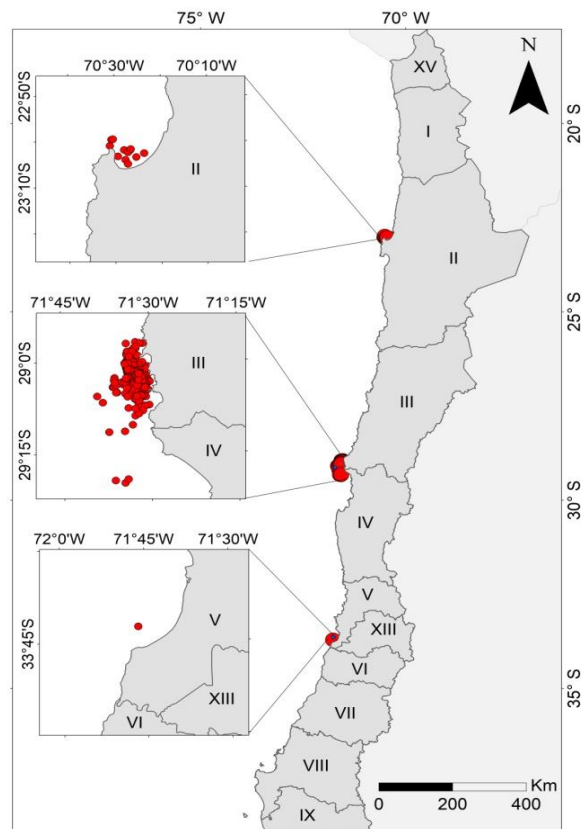


Figura 2. Posiciones geográficas de ballena fin en diferentes áreas de la costa de Chile en base a fuente de datos de avistamientos.

Variables ambientales

La matriz de correlación para las siete variables ambientales seleccionadas mostró una correlación significativa ($p < 0,05$) para la mayoría de ellas, con valores de r entre 0,13 y 0,88 (Tabla 2). Las correlaciones con valor de r más altos ($> 0,7$) se observaron entre la concentración de clorofila y las variables de temperatura superficial del mar (SST) y profundidad, entre SST y profundidad, y por último entre la distancia a la costa y la distancia a la isobata de 200 m (Tabla 2).

Tabla 2. Correlación de Spearman para las variables ambientales. Los números de r resaltados en negrita corresponden a nivel de significancia de $p < 0,05$.

	Distancia isobata 200 m	Concentración de clorofila	Productividad primaria neta	Temperatura superficial del mar	Profundidad	Pendiente	Distancia a la costa
Distancia isobata 200 m	1						
Concentración de clorofila	0.5165474	1					
Productividad primaria neta	0.2316154	0.2374292	1				
Temperatura superficial del mar	-0.4508908	-0.813767	0.05516625	1			
Profundidad	-0.5769831	-0.8350668	0.04200081	0.77380225	1		
Pendiente	-0.327367	0.431049	-0.13028447	-0.46524422	-0.42086279	1	
Distancia a la costa	-0.8772059	-0.5942841	-0.18450652	0.6477909	0.55723137	0.163974	1

El análisis de jackknife indicó que, de las variables correlacionadas, la profundidad contribuyó en menor porcentaje al modelo en comparación con la concentración de clorofila y la temperatura superficial del mar (SST), por lo que fue excluida del modelo final. Las variables de distancia a la costa y distancia a la isobata de 200 m aportaron de manera similar al modelo (Tabla 3). Sin

embargo, al estar fuertemente correlacionadas, se excluyó la variable de distancia a la isobata de 200 m ya que aportó menos al modelo. Finalmente, las variables de productividad primaria neta y pendiente del fondo marino no aportaron al modelo en ninguna de las iteraciones, por lo que también fueron excluidas del modelo final (Tabla 3). El modelo final consideró las variables de mayor porcentaje de contribución: concentración de clorofila promedio anual y de los meses de septiembre y octubre, SST y distancia a la costa (Tabla 3).

Tabla 3. Porcentaje promedio de contribución de las variables ambientales al modelo. Aquellas destacadas en negro son las variables seleccionadas para el modelo final.

Variable	Contribución promedio (%)
Concentración clorofila a - mes Septiembre	68
Concentración clorofila a - mes Octubre	13,6
Distancia a la costa	5,3
Concentración clorofila a - anual	3,9
Temperatura superficial del mar	3
Distancia a isobata 200 m	2,9
Profundidad	0,5
Productividad primaria neta anual	0
Pendiente	0

Modelación de distribución para la ballena fin

El modelo resultante mostró un valor de AUC de 0,997, lo que indica que el modelo es confiable en su predicción de los sitios de presencia de la ballena fin en el área de estudio (Elith 2000). De acuerdo a este modelo, en el 98,8% del área de estudio existe una probabilidad de ocurrencia de la ballena fin de "muy bajo", y solo en un 0,12% del área existe una probabilidad "alta" y "muy alta" de la presencia de esta especie (Fig. 3).

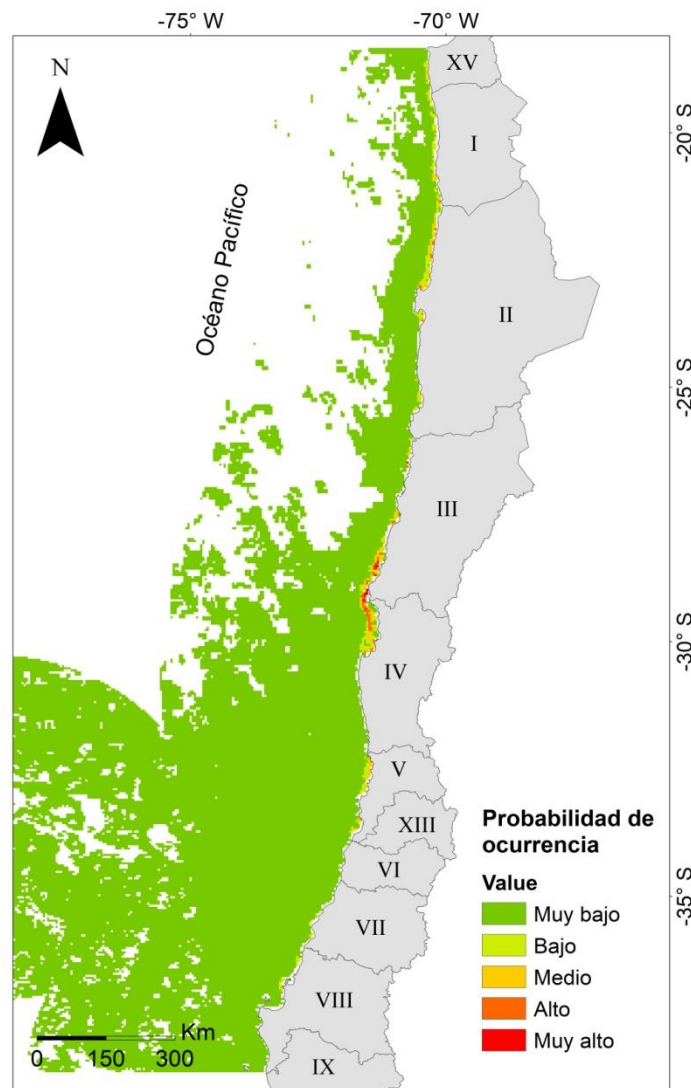


Figura 3. Mapa de idoneidad de hábitat de la ballena fin en el área de estudio.

Se pueden identificar dos áreas principales de mayor idoneidad de hábitat donde la probabilidad de ocurrencia de la ballena fin es alta y muy alta, ambas en la zona norte. La primera se ubica entre los 21°20'S y 23°4'S, desde el límite sur de la Región de Tarapacá hasta la ciudad de Antofagasta, en la Región de Antofagasta (Fig. 4A), donde de manera discontinua se observan 42 km² de alta probabilidad de presencia de esta especie.

La segunda se ubica entre los 26°27'S y 30°10'S, desde el sur de Chañaral, Región de Atacama, hasta el sur de Coquimbo, Región de Coquimbo, donde se observa un área más continua de probabilidad alta y muy alta (Fig. 4B). Ambas corresponden a aguas costeras, distantes a menos 30 km de la costa.

Considerando las dos zonas descritas anteriormente, y agregando algunas zonas acotadas en la costa de Valparaíso (32°30'S y 33°30'S), se observa un área de 213 km² donde la idoneidad de hábitat es alta y muy alta. Se observa una zona delimitada de mayor probabilidad de ocurrencia de esta especie (muy alta), con un área total de 28 km², ubicada entre los 28°22'S y los 29°22'S. Esta zona abarca las Reservas Marinas Isla Chañaral e Islas Choros-Damas y sus aguas costeras circundantes (Fig. 4B).

Las zonas donde la probabilidad de presencia de la ballena fin es alta o muy alta se concentran dentro de la zona costera del área de estudio, a no más de 35 km desde la línea de costa. El área desde los 35 km hasta 370 km (200 millas náuticas correspondientes a la ZEE), que es la mayor parte del área de estudio, presenta una probabilidad de presencia muy baja para esta especie. Se observa que mientras mayor es la probabilidad de ocurrencia de la ballena fin, menor es el área donde se puede encontrar (Fig. 5).

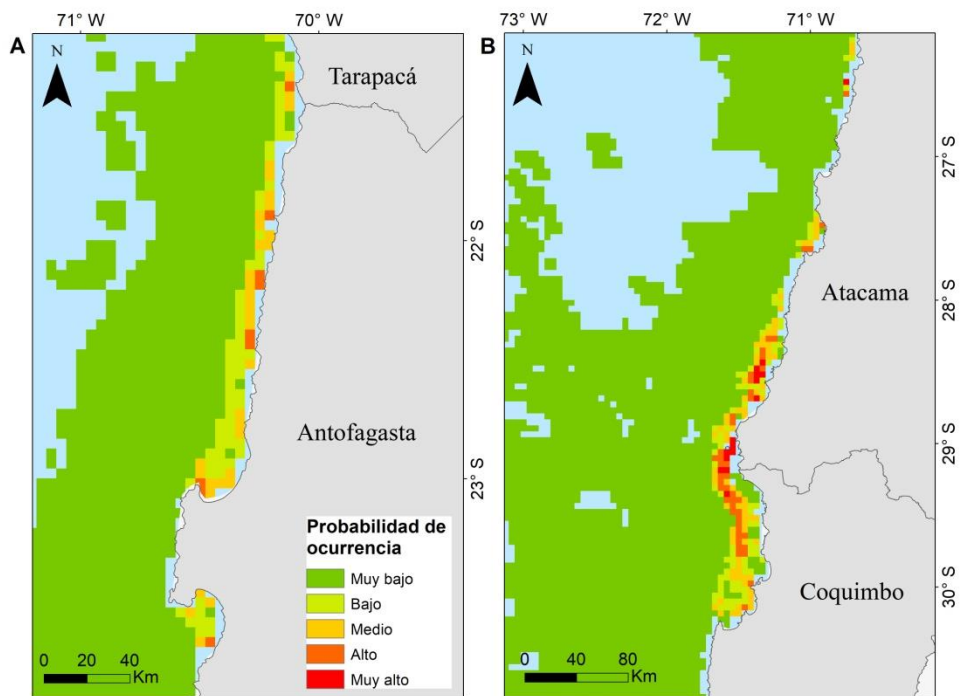


Figura 4. Idoneidad de hábitat de la ballena fin en dos zonas del norte de Chile, ubicadas en la Región de Antofagasta (4A) y Regiones de Atacama y Coquimbo (4B).

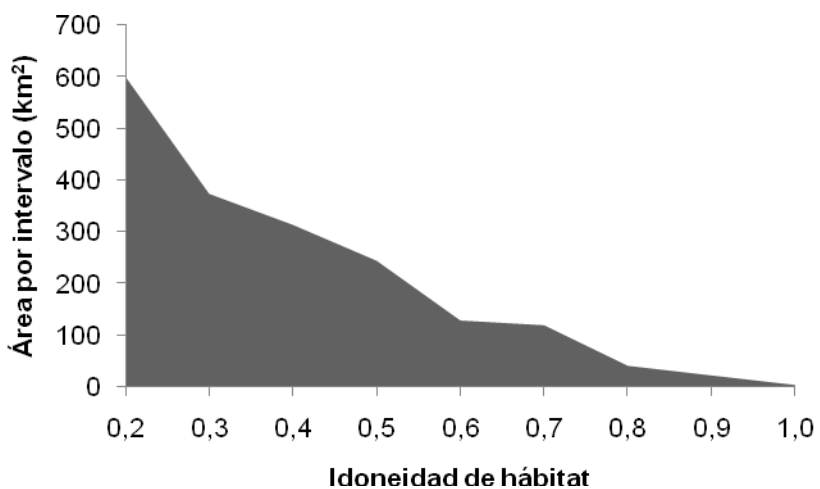


Figura 5. Área dentro de cada intervalo de idoneidad de hábitat (intervalo "0,2" contiene desde 0.1 a 0.2, igual para el resto).

Validación con datos independientes

Para las seis ballenas instrumentadas, se identificaron 850 posiciones geográficas correspondientes a ARS (Area restricted search), asociadas a posibles conductas de alimentación de la ballena fin, distribuidas desde los 27°26'S al norte, en la Región de Atacama hasta los 36°33'S al sur, en la Región del Biobío (Fig. 6A), abarcando gran parte del área de estudio, exceptuando las Regiones de Antofagasta, Iquique y Arica, en la zona norte. De las seis ballenas marcadas, cinco se mantuvieron en un área de alta idoneidad de hábitat (entre los 28°13'S y 30°12'S) hasta por dos meses y medio. Se puede observar que la mayor parte de los movimientos ARS (73%) se ubican en el norte de la Región de Atacama y a lo largo de la Región de Coquimbo, abarcando el área donde observa la mayor probabilidad de ocurrencia para la ballena fin (Fig. 6B).

Del total de posiciones geográficas de las ballenas instrumentadas, el 80,2% se ubican en áreas de baja y muy baja probabilidad de ocurrencia, un 9,5% en áreas de probabilidad media y un 10,3% coincide con áreas donde la idoneidad de hábitat es alta y muy alta. Dentro de esta última, se observa que mientras mayor es la probabilidad de presencia de la ballena fin, mayor es el calce con las posiciones de las ballenas instrumentadas (en ARS) (Fig. 7).

La categoría de idoneidad de hábitat media presentó un calce promedio del 39,5% de sus celdas con posiciones de ballenas fin en conducta de ARS; el de idoneidad alta presentó un calce promedio del 57,1%; finalmente el de idoneidad muy alta, presentó un calce del 66,6% (Fig. 7).

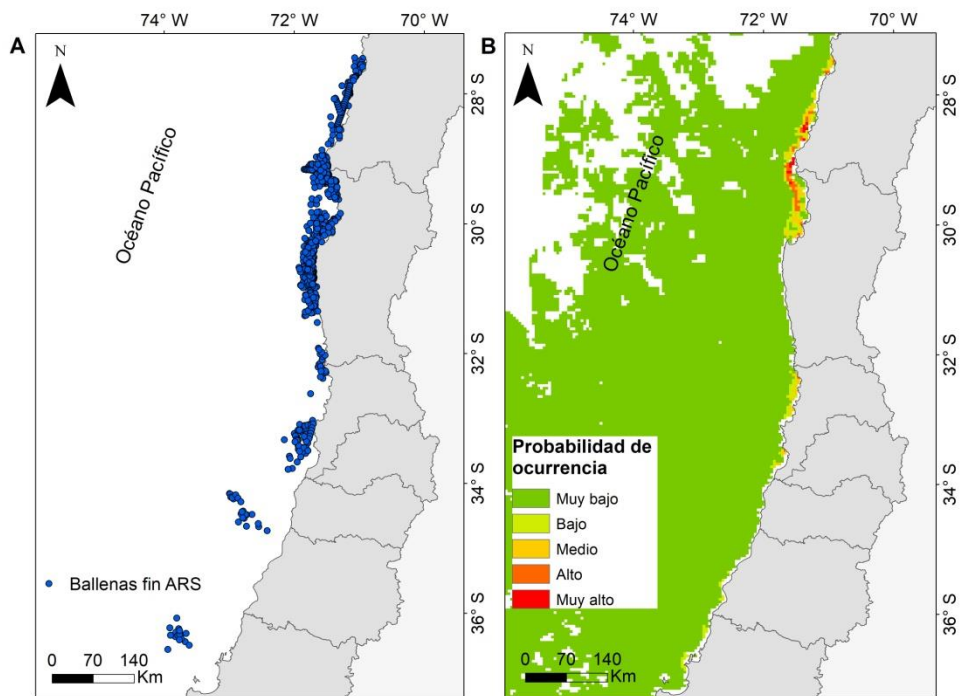


Figura 6. A) Posiciones geográficas de las ballenas fin marcadas correspondientes a conductas de “Area Restricted Search” ARS (puntos azules). B) Mapa de idoneidad de hábitat de la ballena fin.

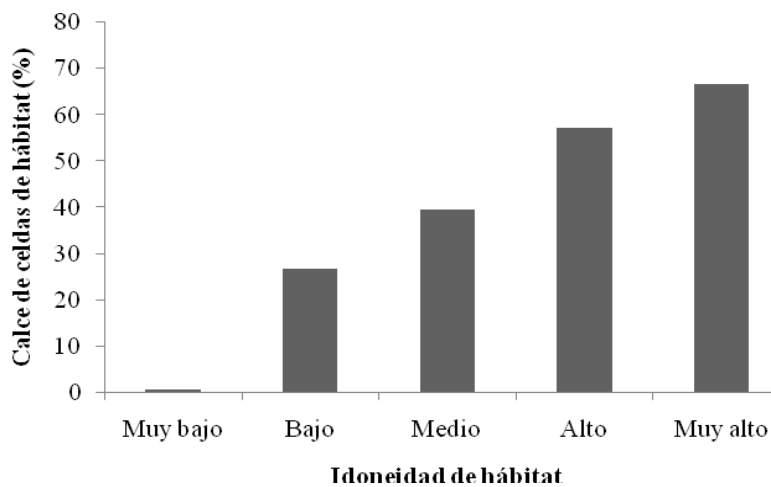


Figura 7. Calce de las celdas de idoneidad de hábitat (%) con las posiciones geográficas de las seis ballenas fin instrumentadas en conducta ARS, dentro de cada intervalo de idoneidad de hábitat.

IV. DISCUSIÓN

El presente estudio es el primero en modelar y predecir la distribución potencial de la ballena fin a gran escala en el Pacífico suroriental, específicamente en el norte y centro de Chile, destacando zonas de importancia ecológica para la especie como posibles zonas de alimentación con el fin de complementar el conocimiento actual, contribuir al desarrollo de estrategias de manejo y monitoreo aportando a la conservación de la especie.

Variables ambientales

De las variables analizadas en el modelo, la que mostró una mayor contribución al SDM fue la concentración de clorofila a. Estos resultados concuerdan con lo reportado por otros autores, quienes han relacionado la presencia de ballenas en un determinado lugar con una alta productividad primaria, siendo la concentración de clorofila a una de las más utilizadas para estudiar los movimientos de las ballenas, entre ellas de la ballena fin (Laran & Gannier 2008; Panigada *et al.* 2008; Druon *et al.* 2012; Sepúlveda *et al.* 2018). Esto se debe a que la concentración de clorofila a permite describir la cantidad de fitoplancton en la superficie del agua, brindando así una aproximación a la productividad primaria de una zona determinada (Huot *et al.* 2007). A su vez, una alta productividad primaria sustenta la presencia de elevadas biomásas de consumidores, entre los que destacan el krill y los peces pelágicos pequeños, descritos como presas de la ballena fin en diferentes lugares del mundo, como el Mediterráneo y el centro-norte de Chile (Pérez *et al.* 2006; Druon *et al.* 2012; Toro *et al.* 2016).

Las mayores contribuciones de clorofila a al modelo fueron la del mes de septiembre (casi un 70%), seguida por la de octubre (casi un 14%). Estos dos períodos corresponden a uno (octubre)

y dos meses (septiembre) antes de los primeros avistamientos de ballena fin registrados en las Reservas Marinas Islas Choros-Damas e Isla Chañaral utilizados en este estudio. Estudios previos han reportado rangos relativamente cortos (de 10 días a 1 mes; Miller 2012, Buchan & Quiñones 2016) o largos (de 2 a 4 meses; Croll *et al.* 2005, Panigada *et al.* 2008, Visser *et al.* 2011) de lapsos de tiempo entre la presencia de ballenas y concentraciones elevadas de clorofila a. Estos rangos de tiempo podrían explicarse por la sucesión temporal entre pulsaciones de productividad primaria debido a los eventos de surgencia y la aparición de agregaciones de zooplancton y peces, para que finalmente ocurra la llegada de las ballenas a los sitios de alimentación (Buchan & Quiñones 2016). Esto se debe a que las presas de las ballenas, como el krill, requieren un tiempo de maduración de varios meses para alcanzar tamaños adecuados para que las ballenas se alimenten de él. Estas a su vez requieren de densas agregaciones de krill o peces para que su alimentación sea eficiente (Santora *et al.* 2010; Goldbogen *et al.* 2011).

Las variables distancia a la costa y temperatura superficial del mar (SST) también aportaron información al modelo final, aunque en una menor magnitud en comparación con la concentración de clorofila a. Tanto la distancia a la costa como la SST son ampliamente utilizadas como variables predictoras en el modelamiento de distribución de diferentes especies de cetáceos en todo el mundo (Panigada *et al.* 2008; Gill *et al.* 2011; Gowan & Ortega-Ortiz 2014; Purdon *et al.* 2020). A pesar de que la SST fue una de las variables con menor aporte al modelo final, su importancia radica en su relación con la disponibilidad de nutrientes y su efecto sobre la productividad primaria y secundaria, especialmente en zonas de surgencia (Grémillet *et al.* 2008). Por otra parte, la variable distancia a la costa le entrega al modelo información sobre el efecto de la batimetría en la distribución de la ballena fin, debido a su contribución en la surgencia, aumento de la productividad y reclutamiento larval (Wolanski & Hamner 1988). Es

por esto que la batimetría está relacionada con la presencia de alimento, ya que valores altos de productividad primaria se concentran sobre la plataforma continental en la costa de Chile, especialmente en la zona norte (18-24 °S) donde se han descrito elevados valores de clorofila a cerca de la costa (<37 km) (Thiel *et al.* 2007). El ancho de la plataforma continental es variable a lo largo de la costa, siendo muy estrecha (<10 km) entre Arica (18°S) y Valparaíso (33°S) y luego se expande paulatinamente presentando un ancho medio de entre 30 y 40 km hasta la Región de Los Lagos (43°S), y su límite se encuentra entre los 150-300 m de profundidad (Völker *et al.* 2014), lo que permite que las ballenas fin pueden mantenerse cerca de la costa y también estar en aguas profundas.

Modelo de distribución de la ballena fin

A lo largo del área de estudio, se observó que la mayor idoneidad de hábitat para la ballena fin se encuentra en aguas costeras, a una distancia no superior a los 30 km desde la costa. Esto también ha sido reportado en el sur de California, donde la ballena fin permanece durante todo el año, observándose una preferencia por hábitats cercanos a la costa durante las épocas de otoño e invierno (Scales *et al.* 2017). Asimismo, se reportó que ballenas fin marcadas satelitalmente en el Golfo de California mostraron comportamientos ARS (Area restricted search) en hábitats cercanos a la costa, entre los meses de diciembre y mayo (López *et al.* 2019). Estas similitudes podrían deberse a que tanto el sur de California como el área de estudio de este trabajo son influenciados por la corriente de California y la corriente de Humboldt, respectivamente (Petersen *et al.* 2006). Ambas corrientes pertenecen a los sistemas de corriente de límite oriental (EBC por sus siglas en inglés), y alimentan a sistemas de surgencia costera (Mendelssohn & Schwing 2002; Anderson & Lucas 2008). El sistema de la corriente de Humboldt es uno de los ecosistemas marinos más productivos del mundo (Sherman 1994), donde los principales focos de

surgencia se desarrollan en la zona costera. Una alta productividad primaria se concentra en la costa sobre la plataforma continental y va disminuyendo mar adentro (Thiel *et al.* 2007), lo que explicaría una mayor presencia de ballena fin en la zona costera.

En el norte del país, la zona de mayor probabilidad de presencia para la ballena fin se encontró entre los 21°S y 23°S, zona que abarca la bahía de Mejillones. En este lugar se ha reportado la presencia de individuos y grupos de ballena fin entre los meses de julio y octubre, pero mayormente en la época de primavera, es decir, entre los meses de septiembre y octubre, y principalmente en aguas costeras, a menos de 1 km mar adentro (Pacheco *et al.* 2015). La península de Mejillones (23°S) corresponde a un importante foco de surgencia permanente en la costa de Chile, ubicado en la Región de Antofagasta (Escribano & Hidalgo 2000; Thiel *et al.* 2007), y que sustenta una alta productividad primaria durante todo el año (Thiel *et al.* 2007). La surgencia costera permite la presencia de grandes concentraciones del eufáusido *Euphausia mucronata*, especie de krill endémico de la corriente de Humboldt (Escribano *et al.* 2000) y descrito como alimento de la ballena fin en la zona norte de Chile (Pérez *et al.* 2006).

En el centro-norte, se observó otra zona de alta probabilidad de presencia para la especie entre los 26°S y 30°S, la cual también coincide con uno de los focos importantes de surgencia costera en Chile, ubicado en la bahía de Coquimbo (30°S) (Thiel *et al.* 2007). En esta zona se ha descrito una surgencia estacional compuesta por parches o sectores dinámicos de alta productividad primaria, la que se traduce en una abundancia local de alimento que sustenta a una amplia variedad de especies, incluida la ballena fin (Thiel *et al.* 2007, Toro *et al.* 2016). Esta área abarca las Reservas Marinas Isla Chañaral e Islas Choros-Damas, lugar que ha sido descrito como área de alimentación de la ballena fin (Sepúlveda *et al.* 2018), donde se ha observado alimentándose de eufáusidos como *E. mucronata* y anchoveta peruana (*Engraulis ringens*) (Pérez *et al.* 2006;

Toro *et al.* 2016). Se ha registrado la presencia de la especie en este lugar desde el año 1993 (Capella *et al.* 1999), ya que anteriormente no se había reportado en aguas costeras (Clarke 1962; Clarke *et al.* 1978). Durante estas últimas décadas la ballena fin se ha observado en la zona durante prácticamente todo el año, pero con una marcada presencia estacional durante los meses de verano austral (Capella *et al.* 1999) y se ha registrado la permanencia de algunos individuos durante periodos de una semana hasta tres meses (Toro *et al.* 2016).

En la zona central, frente a la costa de Valparaíso (33°S aproximadamente), se observó en su mayoría una probabilidad de presencia de ballena fin media y dos pequeñas áreas de alta probabilidad. En esta zona también se reconocen dos puntos de surgencia intensa que predomina durante los meses de primavera y verano austral (Thiel *et al.* 2007); uno corresponde a Curaumilla (33°6'S) y otro a Topocalma (34°8'S), en la Región de O'Higgins (Aiken *et al.* 2008). En el trabajo de Sepúlveda *et al.* (2018) se observa que tres de las seis ballenas marcadas satelitalmente mostraron un comportamiento de ARS sobre la plataforma continental de la Región de Valparaíso, permaneciendo en el área hasta entre cuatro y seis días aproximadamente.

Validación datos independientes

Los resultados de este estudio demuestran que, integrar diferentes tipos de datos de presencia con el fin de obtener y validar mapas de idoneidad de hábitat tiene el potencial de mejorar la confiabilidad de los modelos de distribución de especies (Smith *et al.* 2012; Pinto *et al.* 2016). El uso de datos de marcaje satelital de las ballenas fin permitió verificar que una parte importante de las conductas de ARS ocurren dentro de áreas donde se predijo una alta o muy alta idoneidad de hábitat, observándose un calce en más de la mitad de las celdas (59%), a pesar de que esta representa una pequeña fracción del área de estudio (0,12%). Es así que tanto el trabajo de

Sepúlveda *et al.* (2018) como el modelo de distribución de la ballena fin identifican a la costa entre Copiapó y Coquimbo y la costa de Valparaíso como zonas de importancia para la alimentación de la ballena fin. Como ya se mencionó, la península de Mejillones (23°S) y la costa norte de Antofagasta también fueron resaltadas por el modelo como lugares de alta idoneidad de hábitat para la especie. Sin embargo, la zona de Antofagasta no pudo ser validada con los datos de Sepúlveda *et al.* (2018) ya que el marcaje de las ballenas se realizó en las Reservas Marinas Isla Chañaral e Isla Choros-Damas (29°S), y los animales en su mayoría se movieron en dirección sur, por lo que no se obtuvieron registros al norte de Copiapó. Para la zona de Mejillones, algunos estudios han reportado la presencia de individuos de ballena fin (Pacheco *et al.* 2015; García-Cegarra & Pacheco 2019) principalmente durante los meses de primavera, observando movimientos que podrían sugerir un comportamiento de alimentación de esta especie en el área (Pacheco *et al.* 2015).

A pesar de que el número de ballenas fin marcadas con tags satelitales por Sepúlveda *et al.* (2018) es limitado (n=6) y no permite realizar inferencias a nivel poblacional, su combinación con los resultados del presente SDM permite obtener mayor información sobre las variables que influyen en sus movimientos y distribución (Pinto *et al.* 2016), y sugiere que las zonas destacadas por el modelo son relevantes como zonas de alimentación para la ballena fin durante la época estival.

Limitaciones del modelo

Es importante mencionar las limitaciones correspondientes a los datos de avistamientos de la ballena fin utilizados en este trabajo. Debido a la dificultad logística de muestrear a lo largo del área de estudio y de los escasos avistamientos publicados en la literatura con sus respectivas

coordenadas geográficas, la información recolectada estuvo asociada a los principales sitios de avistamiento de esta especie, ya sea por el turismo de avistamiento de cetáceos o por diferentes instituciones que han registrado la presencia de esta especie. Lo anterior podría conllevar a una disminución en la capacidad de predicción de la extensión del hábitat idóneo para la ballena fin, debido a un muestreo desigual del área de estudio (Smith *et al.* 2012). Es importante considerar que agregar nueva información georreferenciada de la especie podría robustecer los resultados del modelo al entregar un mayor rango de variabilidad de hábitat para la ballena fin (Redfern *et al.* 2006). Esto podría realizarse estudiando sistemáticamente y en distintas estaciones del año, las áreas donde la probabilidad de ocurrencia de la ballena fin es muy baja, baja y/o media y así continuar mejorando el conocimiento de las áreas de alimentación y distribución de la especie.

Las variables consideradas para la modelación estuvieron limitadas a aproximaciones ambientales de la disponibilidad de alimento en un área (Redfern *et al.* 2006). Esto basado en diversos trabajos anteriores realizados en lugares donde se alimenta la ballena fin y seleccionando aquellas variables disponibles en fuentes de datos satelitales. Sin embargo, la gama de variables seleccionadas podría no englobar algunos factores que potencialmente estén influyendo en la distribución espacial de la especie en estudio, como la probabilidad de frentes oceánicos y la distancia a estos (Pitchford *et al.* 2016). Es importante que a medida que se conozca más sobre las características ambientales que influyen en la disponibilidad y distribución de las presas de la ballena fin en la corriente de Humboldt, estas puedan ser integradas en la modelación de su distribución con el fin de ir mejorando las predicciones resultantes.

Implicancias para la conservación

Conocer la distribución de una especie es uno de los primeros pasos para la planificación de su manejo o conservación, lo cual es especialmente complejo para especies marinas altamente móviles y difíciles de estudiar, como los grandes cetáceos (Lawler *et al.* 2011; Smith *et al.* 2012). Los modelos de distribución de especie (SDM) son herramientas de gran utilidad para la conservación de estos animales, ya que permiten abordar la falta de datos sobre su distribución, entregando diferentes escenarios de idoneidad de hábitat en zonas donde no se posee información de ocurrencia de una especie (Boyce & McDonald 1999). Esta información es un insumo fundamental para definir áreas de protección para la ballena fin y aportar a la protección de su hábitat (Miller 2012). Debido a la capacidad predictiva del modelo, se puede observar una idoneidad de hábitat de media a muy alta en algunas zonas donde no se entregaron datos de presencia de la ballena fin, como al norte y sur de las RM Isla Chañaral e Islas Choros Damas y la costa de Valparaíso. Estos resultados pueden ser considerados para futuras investigaciones que evalúen la presencia y ausencia de la ballena fin, con el fin de completar la falta de información sobre su distribución y mejorar el alcance predictivo de los modelos.

El modelo final realza la importancia de la zona costera en la potencial distribución y alimentación de la ballena fin, al predecir que es dentro de los primeros 35 km desde la línea de costa donde la idoneidad de hábitat es alta y muy alta para esta especie. La presencia de la ballena fin en la zona costera conlleva un riesgo para su conservación al ser más susceptible a amenazas antropogénicas como pesca comercial, contaminación industrial, colisión con embarcaciones, entre otras actividades humanas que dañen su hábitat (Miller 2012; García-Cegarra & Pacheco 2019). Considerando las zonas de mayor importancia entregadas por el modelo, tanto en Mejillones, Coquimbo y Valparaíso operan puertos con un intenso tráfico

marítimo, como busques de carga y embarcaciones de pesca semi-industriales y artesanales, reportándose un solapamiento entre las rutas de navegación y el hábitat usado por la ballena fin, siendo una de las especies más afectadas por colisiones con embarcaciones (Panigada *et al.* 2006; Van Waerebeek & Leaper 2008; Pacheco *et al.* 2015; García-Cegarra & Pacheco 2019; Winkler *et al.* 2020). Por esto, los esfuerzos de conservación deben enfocarse en proteger estas zonas de alimentación de la ballena fin principalmente durante la temporada de verano. Finalmente, los resultados obtenidos a través de la SDM proveen de un enfoque científico importante para el establecimiento de medidas de conservación, como la designación de áreas marinas protegidas (AMP) o la ampliación de las ya existentes, y además puede ser usada como herramienta de monitoreo de su efectividad (Cañadas *et al.* 2005; Redfern *et al.* 2006).

V. CONCLUSIONES

- Tres de las siete variables ambientales iniciales fueron seleccionadas para el modelo final: la concentración de clorofila a, temperatura superficial del mar y distancia a la costa. La concentración de clorofila a es la variable de mayor importancia, en especial la del mes de septiembre.
- El modelo de distribución de la ballena fin presentó una predicción de idoneidad de hábitat confiable y que fue validada a través de un conjunto de datos independientes.
- De acuerdo al modelo final, existen dos zonas principales y una zona más acotada donde la probabilidad de ocurrencia de la ballena fin es alta o muy alta: (1) desde el límite sur de la Región de Tarapacá hasta la ciudad de Antofagasta, en la Región de Antofagasta (entre los 21°20'S y 23°4'S); (2) desde el sur de Chañaral, Región de Atacama, hasta el sur de Coquimbo, Región de Coquimbo (entre los 26°27'S y 30°10'S,) y (3) algunas zonas de la Región de Valparaíso (entre los 32°30'S y 33°30'S).
- La mayor idoneidad de hábitat y posibles áreas de alimentación de la ballena fin coinciden con algunos de los principales focos de surgencia costera en Chile, como la península de Mejillones (23°S), la bahía de Coquimbo (30°S) y punta Curaumilla (33°S).
- Estos focos de surgencia, permanentes y estacionales, sustentan una alta productividad primaria y la presencia de grandes concentraciones del eufáusido *Euphausia mucronata*, especie de krill endémico de la corriente de Humboldt y principal alimento de la ballena fin en la zona norte de Chile.

- La mayor idoneidad de hábitat para la ballena fin se encuentra en aguas costeras, a <30 km desde la costa. Esto conlleva un riesgo para su conservación al ser más susceptible a amenazas antropogénicas como pesca comercial, contaminación industrial y colisión con embarcaciones.

- Por esto, los esfuerzos de conservación deben enfocarse en proteger estas zonas de distribución y posible alimentación de la ballena fin, en especial durante la temporada de verano.

VI. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguayo-Lobo A, R Bernal, C Olavarría, V Vallejos & R Hucke-Gaete. 1998.** Observaciones de cetáceos realizadas entre Valparaíso e isla de Pascua, Chile, durante los inviernos de 1993, 1994 y 1995. *revista de Biología Marina y Oceanografía* 33(1): 101–123.
- Aiken CM, MI Castillo & SA Navarrete. 2008.** A simulation of the Chilean Coastal Current and associated topographic upwelling near Valparaíso, Chile. *Continental Shelf Research* 28(17): 2371–2381. <<https://doi.org/10.1016/j.csr.2008.05.006>>.
- Anderson TR & MI Lucas. 2008.** Upwelling ecosystems. *Encyclopedia of Ecology*: 700–710. <<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63768-0.00363-2>>.
- Bailey H, BR Mate, DM Palacios, L Irvine, SJ Bograd & DP Costa. 2010.** Behavioural estimation of blue whale movements in the Northeast Pacific from state-space model analysis of satellite tracks. *Endangered Species Research* 10(1): 93–106. <<https://doi.org/10.3354/esr00239>>.
- Bannister JL. 2009.** Baleen whales (Mysticetes). *Encyclopedia of Marine Mammals*: 80–89. <<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-373553-9.00024-9>>.
- Belkin IM, PC Cornillon & K Sherman. 2009.** Fronts in Large Marine Ecosystems. *Progress in Oceanography* 81(1–4): 223–236. <<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2009.04.015>>.
- Bérubé M, J Urbán, AE Dizon, RL Brownell & PJ Palsbøll. 2002.** Genetic identification of a small and highly isolated population of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the Sea of Cortez, México. *Conservation Genetics* 3(2): 183–190. <<https://doi.org/10.1023/A:1015224730394>>.
- Boyce MS & LL McDonald. 1999.** Relating populations to habitats using resource selection

functions. *Trends in Ecology and Evolution* 14(7): 268–272.
<[https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01593-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01593-1)>.

Buchan SJ & RA Quiñones. 2016. First insights into the oceanographic characteristics of a blue whale feeding ground in northern Patagonia, Chile. *Marine Ecology Progress Series* 554 (July): 183–199. <<https://doi.org/10.3354/meps11762>>.

Burtenshaw JC, EM Oleson, JA Hildebrand, MA McDonald, RK Andrew, BM Howe & JA Mercer. 2004. Acoustic and satellite remote sensing of blue whale seasonality and habitat in the Northeast Pacific. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 51(10-11 SPEC. ISS.): 967–986. <<https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2004.06.020>>.

Camus PA. 2001. Biogeografía marina de Chile continental. *Revista chilena de historia natural* 74(3): 587–617. <<https://doi.org/10.4067/s0716-078x2001000300008>>.

Cañadas A, R Sagarminaga, R De Stephanis, E Urquiola & PS Hammond. 2005. Habitat preference modelling as a conservation tool: Proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spanish waters. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15(5): 495–521. <<https://doi.org/10.1002/aqc.689>>.

Capella J, Y Vilina & J Gibbons. 1999. Observación de cetáceos en Isla Chañaral y nuevos registros para el área de la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, norte de Chile. *Estudios Oceanológicos* 18: 57–64.

Clapham PJ & CS Baker. 2001. How many whales were killed in the Southern Hemisphere in the 20th century? *Report of the International Whaling Commission* 53(3).

Clark J, SJ Dolman & E Hoyt. 2010. Area Towards Marine Protected Areas for Cetaceans in Scotland, England and Wales: A scientific review identifying critical habitat with key recommendations. 178 pp.

- Clarke R. 1962.** Whale observation and whale marking off the coast of Chile in 1958 and from Ecuador towards and beyond the Galapagos Islands in 1959. *Norsk Hvalfangsttid* 51(7): 265–287.
- Clarke R, A Aguayo-L & SB Del Campo. 1978.** Whale Observation and Whale Marking Off the Coast of Chile in 1964. *Scientific Reports of the Whales Research Institute Tokyo* 3(30): 117–178.
- Cooke JG. 2018.** *Balaenoptera physalus*. The IUCN Red List of Threatened Species.
- Cotté C, C Guinet, I Taupier-Letage, B Mate & E Petiau. 2009.** Scale-dependent habitat use by a large free-ranging predator, the Mediterranean fin whale. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 56(5): 801–811. <<https://doi.org/10.1016/j.dsr.2008.12.008>>.
- Croll DA, B Marinovic, S Benson, FP Chavez, N Black, R Ternullo & BR Tershy. 2005.** From wind to whales: trophic links in a coastal upwelling system. *Marine Ecology Progress Series* 289: 117–130.
- Druon JN, S Panigada, L David, A Gannier, P Mayol, A Arcangeli, A Cañadas, S Laran, N Di Méglío & P Gauffier. 2012.** Potential feeding habitat of fin whales in the western Mediterranean Sea: An environmental niche model. *Marine Ecology Progress Series* 464: 289–306. <<https://doi.org/10.3354/meps09810>>.
- Elith J. 2000.** Quantitative Methods for Modeling Species Habitat: Comparative Performance and an Application to Australian Plants. *Quantitative Methods for Conservation Biology*: 39–58. <https://doi.org/10.1007/0-387-22648-6_4>.
- Elith J & JR Leathwick. 2009.** Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*

40: 677–697. <<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>>.

Escobar P. 2016. Definición de hábitats críticos para la conservación de la ballena azul (*Balaenoptera musculus*) en Chile. Universidad de Chile, 54 pp.

Escribano R, M Fernández & A Aranís. 2003. Physical-Chemical processes and Patterns of Diversity of the Chilean eastern boundary pelagic and benthic marine ecosystems: An overview. Gayana (Concepción) 67(2). <<https://doi.org/10.4067/s0717-65382003000200008>>.

Escribano R & P Hidalgo. 2000. Spatial distribution of copepods in the north of the Humboldt Current region off Chile during coastal upwelling. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 80(2): 283–290. <<https://doi.org/10.1017/S002531549900185X>>.

Escribano R, VH Marin & C Iribarren. 2000. Distribution of *Euphausia mucronata* at the upwelling area of Peninsula Mejillones, northern Chile: The influence of the oxygen minimum layer. Scientia Marina 64(1): 69–77. <<https://doi.org/10.3989/scimar.2000.64n169>>.

ESRI 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

Evans PGH. 1987. The natural history of whales and dolphins. 343 pp. Facts on File Publication.

Evans PGH. 2018. Encyclopedia of Marine Mammals Habitat Pressures. Third Edit. 441–446 pp. Elsevier Inc.

García-Cegarra AM & AS Pacheco. 2019. Collision risk areas between fin and humpback whales with large cargo vessels in Mejillones Bay (23°S), northern Chile. Marine Policy

103(December): 182–186. <<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.12.022>>.

Gill PC, MG Morrice, P Brad, P Rebecca, AH Levings & C Michael. 2011. Blue whale habitat selection and within-season distribution in a regional upwelling system off southern Australia. *Marine Ecology Progress Series* 421: 243–263. <<https://doi.org/10.3354/meps08914>>.

Goldbogen JA, J Calambokidis, E Oleson, J Potvin, ND Pyenson, G Schorr & RE Shadwick. 2011. Mechanics, hydrodynamics and energetics of blue whale lunge feeding: Efficiency dependence on krill density (*Journal of Experimental Biology* (2011) 214 (131-146)). *Journal of Experimental Biology* 214(4): 698–699. <<https://doi.org/10.1242/jeb.054726>>.

Gowan TA & JG Ortega-Ortiz. 2014. Wintering habitat model for the north atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) in the Southeastern United States. *PLoS ONE* 9(4). <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0095126>>.

Grémillet D, S Lewis, L Drapeau, CD Van Der Lingen, JA Huggett, JC Coetzee, HM Verheye, F Daunt, S Wanless & PG Ryan. 2008. Spatial match-mismatch in the Benguela upwelling zone: Should we expect chlorophyll and sea-surface temperature to predict marine predator distributions? *Journal of Applied Ecology* 45(2): 610–621. <<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01447.x>>.

Guisan A & W Thuiller. 2005. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8(9): 993–1009. <<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>>.

Guisan A & NE Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135(2–3): 147–186. <[https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-)

9>.

Harwood J. 2001. Marine mammals and their environment in the twenty-first century. *Journal of Mammalogy* 82(3): 630–640.

Hijmans R & J Elith. 2013. R Cran Project Species distribution modeling with R. 71 pp.

Huot Y, M Babin, F Bruyant, C Grob, MS Twardowski & H Claustre. 2007. Does chlorophyll a provide the best index of phytoplankton biomass for primary productivity studies? *Biogeosciences Discussions* 4: 707–745.

IOC, IHO & BODC. 2003. Centenary Edition of the GEBCO Digital Atlas. Intergovernmental Oceanographic Commission and the International Hydrographic Organization. General Bathymetric Chart of the Oceans; British Oceanographic Data Centre, Liverpool.

Kniest E. 2012. Visual Detection and Ranging (VADAR), version 1.45.06. University of Newcastle, Callaghan, Australia.

Laran S & A Gannier. 2008. Spatial and temporal prediction of fin whale distribution in the northwestern Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science* 65(7): 1260–1269. <<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn086>>.

Lawler JJ, YF Wiersma & F Huettmann. 2011. Using species distribution models for conservation planning and ecological forecasting. *Predictive species and habitat modeling in landscape ecology*, pp. 271–290. Springer.

Littaye A, A Gannier, S Laran & JPF Wilson. 2004. The relationship between summer aggregation of fin whales and satellite-derived environmental conditions in the northwestern Mediterranean Sea. *Remote Sensing of Environment* 90(1): 44–52. <<https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.11.017>>.

López MEJ, DM Palacios, AJ Legorreta, JR Urbán & BR Mate. 2019. Fin whale movements

in the Gulf of California, Mexico, from satellite telemetry. PLoS ONE 14(1).
<<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209324>>.

Mendelssohn R & FB Schwing. 2002. Common and uncommon trends in SST and wind stress in the California and Peru-Chile current systems. *Progress in Oceanography* 53(2–4): 141–162. <[https://doi.org/10.1016/S0079-6611\(02\)00028-9](https://doi.org/10.1016/S0079-6611(02)00028-9)>.

Merow C, MJ Smith & JA Silander. 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: What it does, and why inputs and settings matter. *Ecography* 36(10): 1058–1069. <<https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x>>.

Miller B. 2012. Modeling blue whale (*Balaenoptera musculus*) habitat use and relative abundance: conservation implications in the Gulf of St. Lawrence, Canada. University of St Andrews, 40 pp.

NASA Goddard Space Flight Center, Ocean Ecology Laboratory, Ocean Biology Processing Group. 2018. Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor (SeaWiFS) Ocean Color Data, NASA OB.DAAC. doi: 10.5067/ORBVIEW-2/SEAWIFS/L2/OC/2018.

Notarbartolo G, M Zanardelli & S Panigada. 2003. The fin whale *Balaenoptera physalus* (L. 1758) in the mediterranean sea. *Marine Fisheries Review* 46(2): 20–24.

Pacheco AS, VK Villegas, JM Riascos & K van Waerebeek. 2015. Presencia de ballenas de aleta (*Balaenoptera physalus*) en bahía Mejillones, un puerto principal en el norte de Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 50(2): 383–389. <<https://doi.org/10.4067/S0718-19572015000300017>>.

Panigada S, G Pesante, M Zanardelli, F Capoulade, A Gannier & M Weinrich. 2006. Mediterranean fin whales at risk from fatal ship strikes. *Marine Pollution Bulletin* 52: 1287–1298.

- Panigada S, GP Donovan, JN Druon, G Lauriano, N Pierantonio, E Pirodda, M Zanardelli, AN Zerbini & GN Di Sciara. 2017.** Satellite tagging of Mediterranean fin whales: Working towards the identification of critical habitats and the focussing of mitigation measures. *Scientific Reports* 7(1): 1–12. <<https://doi.org/10.1038/s41598-017-03560-9>>.
- Panigada S, M Zanardelli, M MacKenzie, C Donovan, F Mélin & PS Hammond. 2008.** Modelling habitat preferences for fin whales and striped dolphins in the Pelagos Sanctuary (Western Mediterranean Sea) with physiographic and remote sensing variables. *Remote Sensing of Environment* 112(8): 3400–3412. <<https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.11.017>>.
- Pérez MJ, F Thomas, F Uribe, M Sepúlveda, M Flores & R Moraga. 2006.** Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) Feeding on *Euphausia mucronata* in Nearshore Waters off North-Central Chile. *Aquatic Mammals* 32(1): 109–113. <<https://doi.org/10.1578/am.32.1.2006.109>>.
- Phillips SB, RP Anderson & RE Schapire. 2006.** Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231–259.
- Pinto C, JA Thorburn, F Neat, PJ Wright, S Wright, BE Scott, T Cornulier & JMJ Travis. 2016.** Using individual tracking data to validate the predictions of species distribution models. *Diversity and Distributions* 22(6): 682–693. <<https://doi.org/10.1111/ddi.12437>>.
- Pitchford JL, VA Howard, JK Shelley, BJS Serafin, AT Coleman & M Solangi. 2016.** Predictive spatial modelling of seasonal bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) distributions in the Mississippi Sound. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 26(2): 289–306. <<https://doi.org/10.1002/aqc.2547>>.
- Prieto R, M Tobeña & MA Silva. 2017.** Habitat preferences of baleen whales in a mid-latitude habitat. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 141(August 2016):

155–167. <<https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2016.07.015>>.

Purdon J, FW Shabangu, D Yemane, M Pienaar, MJ Somers & K Findlay. 2020. Species distribution modelling of Bryde’s whales, humpback whales, southern right whales, and sperm whales in the southern African region to inform their conservation in expanding economies. *PeerJ* 8. <<https://doi.org/10.7717/peerj.9997>>.

R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

Rasmussen K, DM Palacios, J Calambokidis, MT Saborío, L Dalla Rosa, ER Secchi, GH Steiger, JM Allen & GS Stone. 2007. Southern Hemisphere humpback whales wintering off Central America: Insights from water temperature into the longest mammalian migration. *Biology Letters* 3(3): 302–305. <<https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0067>>.

Redfern J V, MC Ferguson, EA Becker, KD Hyrenbach, C Good, J Barlow, K Kaschner, MF Baumgartner, KA Forney, LT Ballance, P Fauchald, P Halpin, T Hamazaki, AJ Pershing, SS Qian & A Read. 2006. Techniques for cetacean – habitat modeling. *Marine Ecology Progress Series* 310: 271–295.

Reilly S, J Bannister, P Best, M Brown, R Brownell Jr, D Butterworth, P Clapham, J Cooke, G Donovan, J Urbán & A Zerbini. 2013. *Balaenoptera physalus*, Fin Whale. The IUCN Red List of Threatened Species. <<https://doi.org/http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T2478A44210520.en>> Disclaimer>.

Santora JA, CS Reiss, VJ Loeb & RR Veit. 2010. Spatial association between hotspots of baleen whales and demographic patterns of Antarctic krill *Euphausia superba* suggests size-dependent predation. *Marine Ecology Progress Series* 405: 255–269.

<<https://doi.org/10.3354/meps08513>>.

Scales KL, PI Miller, CB Embling, SN Ingram, E Pirotta & SC Votier. 2014. Mesoscale fronts as foraging habitats: Composite front mapping reveals oceanographic drivers of habitat use for a pelagic seabird. *Journal of the Royal Society Interface* 11(100). <<https://doi.org/10.1098/rsif.2014.0679>>.

Scales KL, GS Schorr, EL Hazen, SJ Bograd, PI Miller, RD Andrews, AN Zerbini & EA Falcone. 2017. Should I stay or should I go? Modelling year-round habitat suitability and drivers of residency for fin whales in the California Current. *Diversity and Distributions* 23(10): 1204–1215. <<https://doi.org/10.1111/ddi.12611>>.

Sepúlveda M, MJ Pérez-Álvarez, M Santos-Carvalho, G Pavez, C Olavarría, R Moraga & AN Zerbini. 2018. From whaling to whale watching: Identifying fin whale critical foraging habitats off the Chilean coast. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 28(4): 821–829. <<https://doi.org/10.1002/aqc.2899>>.

Sherman K. 1994. Sustainability, biomass yields, and health of coastal ecosystems - An ecological perspective. *Marine Ecology Progress Series* 112(3): 277–302. <<https://doi.org/10.3354/meps112277>>.

Smith JN, HS Grantham, N Gales, MC Double, MJ Noad & D Paton. 2012. Identification of humpback whale breeding and calving habitat in the Great Barrier Reef. *Marine Ecology Progress Series* 447(Harwood 2001): 259–272. <<https://doi.org/10.3354/meps09462>>.

Thiel M, E Macaya, E Acuña, W Arntz, H Bastias, K Brokordt, P Camus, J Castilla, L Castro, M Cortés, C Dumont, R Escribano, M Fernandez, J Gajardo, C Gaymer, I Gomez, A González, H González, P Haye, J-E Illanes, J Iriarte, D Lancellotti, G Luna-Jorquera, C Luxoro, P Manriquez, V Marín, P Muñoz, S Navarrete, E Perez, E

- Poulin, J Sellanes, H Sepúlveda, W Stotz, F Tala, A Thomas, C Vargas, J Vasquez & A Vega. 2007.** The Humboldt Current System of Northern and Central Chile. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* (45): 195–344 pp.
- Toro F, YA Vilina, JJ Capella & J Gibbons. 2016.** Novel coastal feeding area for eastern South Pacific fin whales (*Balaenoptera physalus*) in mid-latitude Humboldt current waters off Chile. *Aquatic Mammals* 42(1): 47–55. <<https://doi.org/10.1578/AM.42.1.2016.47>>.
- Visser F, KL Hartman, GJ Pierce, VD Valavanis & J Huisman. 2011.** Timing of migratory baleen whales at the Azores in relation to the North Atlantic spring bloom. *Marine Ecology Progress Series* 440: 267–279. <<https://doi.org/10.3354/meps09349>>.
- Völker D, J Geersen, E Contreras-Reyes, J Sellanes, S Pantoja, W Rabbel, M Thorwart, C Reichert, M Block & WR Weinrebe. 2014.** Morphology and geology of the continental shelf and upper slope of southern Central Chile (33°S–43°S). *International Journal of Earth Sciences* 103(7): 1765–1787. <<https://doi.org/10.1007/s00531-012-0795-y>>.
- Van Waerebeek K & R Leaper. 2008.** Second report of the IWC vessel strike data standardisation working group. *IWC 60th Annual Meeting* 3(SC/60/BC 5): 8.
- Williams R, SL Hedley & PS Hammond. 2006.** Modeling distribution and abundance of Antarctic baleen whales using ships of opportunity. *Ecology and Society* 11(1). <<https://doi.org/10.5751/ES-01534-110101>>.
- Winkler C, S Panigada, S Murphy & F Ritter. 2020.** Global Numbers of Ship Strikes: An Assessment of Collisions Between Vessels and Cetaceans Using Available Data in the IWC Ship Strike Database. 34, IWC Scientific Committee.
- Wolanski E & WM Hamner. 1988.** Topographically controlled fronts in the ocean and their biological influence. *Science* 241(4862): 177–181.

