



UNIVERSIDAD DEL MAR

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

**MODELADO DE NICHOS ECOLÓGICOS COMO HERRAMIENTA PARA PREDECIR LA
DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE TRES ESPECIES CLAVE DE VERTEBRADOS EN EL
PACÍFICO MEXICANO BAJO EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO**

TESIS

QUE COMO PARTE DE LOS REQUISITOS PARA OBTENER EL GRADO DE

Maestra en Ciencias: Ecología Marina

PRESENTA

Biol. Adriana Marisol Lara Vazquez

DIRECTOR

Dr. Juan Francisco Meraz Hernando

CO-DIRECTOR

M.A.I.A. Eduardo Juventino Ramírez Chávez

Puerto Ángel, Oaxaca, México

Marzo, 2022

UNIVERSIDAD DEL MAR



Campus Puerto Ángel

MODELADO DE NICHOS ECOLÓGICOS COMO HERRAMIENTA PARA PREDECIR LA DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE TRES ESPECIES CLAVE DE VERTEBRADOS EN EL PACÍFICO MEXICANO BAJO EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO

presenta

Biol. Adriana Marisol Lara Vazquez

Comité tutorial

Director. Dr. Juan Francisco Meraz Hernando

Co-Director. M.A.I.A. Eduardo Juventino Ramírez Chávez

Puerto Ángel, Oaxaca, México, 2022

Dedicatoria

Este trabajo va dedicado a mi madre, que a pesar de que ya no esté en este plano la recuerdo y le dedico cada uno de mis logros, cada uno de mis pasos que, sin ella, no hubieran sido posibles.

Agradecimientos

Agradezco enormemente a la Universidad del Mar por abrirme sus puertas, a mi director de tesis el Dr. Juan F. Meraz por el aprendizaje, la paciencia y los ánimos. A mi codirector M.A.I.A. Eduardo. J. Ramírez Chávez por involucrarme y adentrarme al mundo de SIG. A mi compañero de laboratorio, Luis José por todo el apoyo y los buenos ratos.

Agradezco de manera especial a mis roomies Ale, Zapato y Axl, por darme los motivos necesarios para seguir adelante por cada una de las experiencias además de las risas y buenos momentos que compartimos juntos.

Te agradezco a ti, Alexa, porque fuiste en esta etapa de mi vida la motivación por la cual estoy aquí, porque me diste ese empujón para sentirme cada vez más cerca de mis sueños y así alcanzar una a una mis metas.

Y agradezco sobremanera a mi familia, Viry, Guillermo, Gaby y mi pequeño sobrino, Iker, por estar detrás del telón sosteniéndome y sintiéndose siempre orgullosos de cada uno de mis pasos, por estar ahí sin importar nada más y por no soltarme nunca la mano, ni siquiera en los momentos más difíciles.

Índice

Resumen	9
Introducción	11
Tortuga Laúd (<i>Dermochelys coriacea</i>)	16
Orca Falsa (<i>Pseudorca crassidens</i>).....	19
Pardela mexicana (<i>Puffinus opisthomelas</i>).....	18
Antecedentes	24
Justificación	27
Hipótesis	27
General.....	28
Particulares.....	28
Materiales y métodos.....	29
Área de estudio.....	29
Bases de datos de presencias	32
Control de calidad de datos de presencias	32
Variables ambientales	33
Coeficiente de correlación de Pearson	34
Índice de Moran Global	34
Modelo y representación cartográfica.....	35
Evaluación del modelo.....	37
Resultados	38
Selección de la región de calibración (M	38
Bases de datos de presencias y control de calidad.....	38
Variables ambientales	40
Contribución de las variables.....	51
Distribución potencial en tiempo presente.....	54
Distribución potencial en tiempo futuro.....	65

Perfiles Bioclimáticos	77
Discusión	81
Conclusiones	88
Referencias	91

Índice de figuras

Fig. 1 Diagrama BAM. (Tomado de Soberón et al. 2017)	15
Fig. 2 <i>Dermochelys coriacea</i> (Tomado de Revista Ecosocialista, 2012).....	18
Fig. 3 Ecorregiones marinas pertenecientes al Océano Pacífico mexicano.	31
Fig. 4 Mapa de presencias de <i>P. opisthomelas</i>	39
Fig. 5 Mapa de presencias de <i>P. crassidens</i>	39
Fig. 6 Mapa de presencias de <i>D. coriacea</i>	40
Fig. 7. Batimetría para región M	43
Fig. 8 Clorofila-a para región M.....	44
Fig. 9 Distancia de la costa.....	44
Fig. 10 Fitoplancton para región M.....	45
Fig. 11 Nitratos para región M.....	45
Fig. 12 Oxígeno disuelto para región M.....	46
Fig. 13 Productividad primaria para región M	46
Fig. 14 Profundidad para región M	47
Fig. 15 Salinidad para región M.....	47
Fig. 16 Pendiente Batimétrica para región M	48
Fig. 17 Temperatura superficial del mar para región M	48
Fig. 18 Carbono orgánico particulado para región M	49
Fig. 19 Representación de la distribución potencial presente (2000-2019) para <i>Dermochelys coriacea</i>	56
Fig. 20 Gráfico de omisión y área predicha para <i>Dermochelys coriacea</i> ..	57
Fig. 21 Gráfico de sensibilidad vs especificidad para <i>Dermochelys coriacea</i>	57
Fig. 22 Gráfico de distribución de AUC presente para <i>Dermochelys</i> <i>coriacea</i>	58

Fig. 23 Representación de la distribución potencial presente (2000-2019) para <i>Puffinus opisthomelas</i>	59
Fig. 24 Gráfico de omisión y área predicha para <i>Puffinus opisthomelas</i>	60
Fig. 25 Gráfico de sensibilidad vs especificidad para <i>Puffinus opisthomelas</i>	60
Fig. 26 Distribución de AUC parcial.....	61
Fig. 27 Representación de la distribución potencial presente para <i>Pseudorca crassidens</i>	62
Fig. 28 Gráfico de omisión y área predicha para <i>Pseudorca crassidens</i>	63
Fig. 29 Gráfico de sensibilidad vs especificidad para <i>Pseudorca crassidens</i>	64
Fig. 30 Representación de la distribución potencial futura (2100) para <i>Dermochelys coriacea</i>	68
Fig. 31 Gráfico de omisión y área predicha para <i>Dermochelys coriacea</i> ..	69
Fig. 32 Gráfico de sensibilidad vs especificidad para <i>Dermochelys coriacea</i>	69
Fig. 33 Gráfico de distribución de AUC parcial	70
Fig. 34 Representación de la distribución potencial futura (2100) para <i>Puffinus opisthomelas</i>	71
Fig. 35 Gráfico de omisión y área predicha para <i>Dermochelys coriacea</i> ..	72
Fig. 36 Gráfico de sensibilidad vs especificidad para <i>Puffinus opisthomelas</i>	72
Fig. 37 Gráfico de distribución de AUC parcial	73
Fig. 38 Representación distribución potencial futura para <i>Pseudorca</i> <i>crassidens</i>	74
Fig. 39 Gráfico de omisión y área predicha para <i>Puffinus opisthomelas</i>	75
Fig. 40 Gráfico de sensibilidad vs especificidad para <i>Pseudorca crassidens</i>	75
Fig. 41 Distribución de AUC parcial.....	76

Índice de tablas

Tabla 1. Descripción de familia de escenarios de emisiones	22
Tabla 2. Variables ambientales utilizadas para la modelación y su clave. .	41
Tabla 3. Variables ambientales seleccionadas para P. opisthomelas, P. crassidens y D. coriacea respectivamente.....	42
Tabla 4. Matriz de correlación de Pearson entre las variables ambientales de D. coriacea.....	49
Tabla 5. Matriz de correlación de Pearson entre las variables ambientales de P. opisthomelas.	50
Tabla 6. Matriz de correlación de Pearson entre las variables ambientales de P. crassidens).	50
Tabla 7. Correlación espacial. Índice de Moran por variable	53

Resumen

El cambio climático se considera como la variación sostenida en la temperatura ambiente y marina a nivel global. Se ha demostrado que este cambio puede afectar significativamente la distribución de las especies al presentar una reducción en su nicho ecológico por lo que la distribución potencial obtenida a partir del modelo de nicho ecológico considera de manera integral los factores ambientales que afectan directa o indirectamente a las especies con lo que se puede determinar su distribución además, se considera sus proyecciones al futuro con el objetivo de observar el conservadurismo, aumento o disminución del nicho ecológico y con esto obtener una distribución potencial para la especie.

Se consideraron 3 especies para este estudio: *Dermochelys coriacea*, *Puffinus opisthomelas* y *Pseudorca crassidens*. Los resultados consideraron la identificación de las variables ambientales que interfieren en la distribución de estas especies de amniotas marinos y sus estrategias particulares de distribución con base en los registros de avistamientos obtenidos de bases de acceso libre (*Dermochelys coriacea* y *Pseudorca crassidens*) y de tracking (*Puffinus opisthomelas*).

Abstract

Climate change is defined as the sustained variation in environmental and marine temperature at a global level. It has been shown that such change can significantly affect the distribution of the species by presenting a reduction in its ecological niche due to the potential distribution obtained from the ecological niche model comprehensively considers the environmental factors that directly or indirectly affect the distribution of

species. This can aid in the determination of its distribution and Project future scenarios in order to observe the stability, increase it can be determined in addition to projecting it into the future in order to observe the conservatism, increase or decrease of the ecological niche.

Three species were considered for this study: *Dermochelys coriacea*, *Puffinus opisthomelas*, and *Pseudorca crassidens*. The results the different environmental variables that interfere in the distribution of these amniote species were obtained, including particular distribution strategies based on sighting records obtained from open access databases (*Dermochelys coriacea* & *Pseudorca crassidens*) and from tracking (*Puffinus opisthomelas*).

Introducción

La distribución de los organismos está dada de acuerdo a sus necesidades particulares, por lo que la selección del hábitat suele limitarse; en el caso de algunas aves, por el alimento y el nivel del mar, para algunos reptiles como las tortugas marinas por la temperatura y para algunos mamíferos marinos por la heterogeneidad regional (Monge-Nájera 2008). Los momentos determinantes en la distribución de las especies son la migración y anidación (para aves y reptiles) ya que son clave para su distribución dentro de sus historias de vida.

La distribución geográfica de las especies tiene base en los puntos de registro o avistamiento de los individuos de cierta especie y al área que engloba todos los puntos de presencias, se representa en los mapas como un área de distribución amplia y continua, lo que representa un error al momento de diferenciar las regiones o parches reales de distribución.

Considerando que conocer los requerimientos para la elección del hábitat de cada especie es una tarea bastante compleja, se han diseñado distintas herramientas con las cuales se obtienen distribuciones potenciales por medio del nicho ecológico que representa las condiciones abióticas y las localidades puntuales (Navarro *et al.* 2003)

El nicho ecológico posee muchas definiciones convenientes para diferentes estudio de acuerdo a Grinnell (1924), se define como la unidad de distribución más pequeña, dentro de la cual una especie se mantiene debido a sus limitaciones estructurales que, a su vez, limitan a la especie a un intervalo de condiciones ambientales que favorecen a su distribución restringida. El nicho grinnelliano considera cómo las variables ambientales interfieren

directamente con la distribución del nicho (y por ende de la especie), lo que comúnmente se puede definir o interpretar como hábitat. Esta definición de nicho da énfasis en los factores ambientales, ignorando las interacciones con otras especies, lo que podría limitarlo de manera considerable (Soberon & Peterson 2005).

El nicho Eltoniano (Elton 1927) da por entendido que el nicho es lo que hace cada especie en su hábitat, lo cual, está relacionado con las interacciones tróficas, determinando cómo una especie afecta a otra dada su relación alimentaria.

Con base en estas definiciones que abordan el nicho desde el punto de vista abiótico en el caso de Grinell y biótico en el caso de Elton, se añadió posteriormente Hutchinson, basándose en lo ya desarrollado por Grinell. En este nuevo concepto de nicho menciona que el nicho es la suma de variables ambientales, lo que lleva al nicho a ser un espacio n-dimensional, y asume que, por medio de probabilidad, hay regiones ideales para la sobrevivencia de las especies (Pironon *et al.* 2018).

Considerando a los nichos Grinellianos para el modelo de nicho, se da por entendido que cada especie tiene una relación única con todas las condiciones a su alrededor, considerando la exclusión competitiva, donde dos especies no pueden coexistir con un mismo recurso (Ballance *et al.* 2006).

Se considera como nicho fundamental al espacio n-dimensional donde podría sobrevivir una determinada especie, con tasas de crecimiento poblacional positivas, en ausencia de interacciones con otras especies (competencia y depredación; Soberón & Miller 2009). Esto conlleva a otra definición, la de nicho realizado, la cual se refiere al espacio dentro del nicho fundamental en donde realmente existe la especie, y en la que se

encuentran restricciones por interacciones bióticas y es independiente del de otras especies. Este concepto de nicho de Hutchinson es mucho más cercano a lo que se encuentra en el modelo de nicho ecológico, ya que lo considera fijo, atemporal y como una característica de la especie (Maciel *et al.* 2015)

Por lo anterior, el modelo de nicho ecológico permite conocer la distribución potencial de las especies en función de las condiciones ambientales, estructurales y físicas. Asimismo, es importante considerar de manera integral todos los factores que influyen en el ciclo de vida de las especies para así entender el nicho de cada especie y el espacio geográfico que ocupan (Pironon *et al.* 2018)

Un área de distribución depende de muchos factores, lo que va más allá del nicho fundamental de una especie, de manera que se representa con el diagrama BAM (Soberon & Peterson 2005; Fig.1). El diagrama BAM muestra que una especie tiene altas probabilidades de ser observada en aquellas regiones del planeta donde:

- 1) Existan las condiciones abióticas necesarias "A";
 - 2) Existan las condiciones bióticas favorables "B" (McGill *et al.* 2006) y
 - 3) Exista una región invadible o accesible a la dispersión "M" (Svenning & Skov 2004).
- El diagrama BAM es la muestra gráfica de la idealización del espacio geográfico donde toman lugar estas regiones.

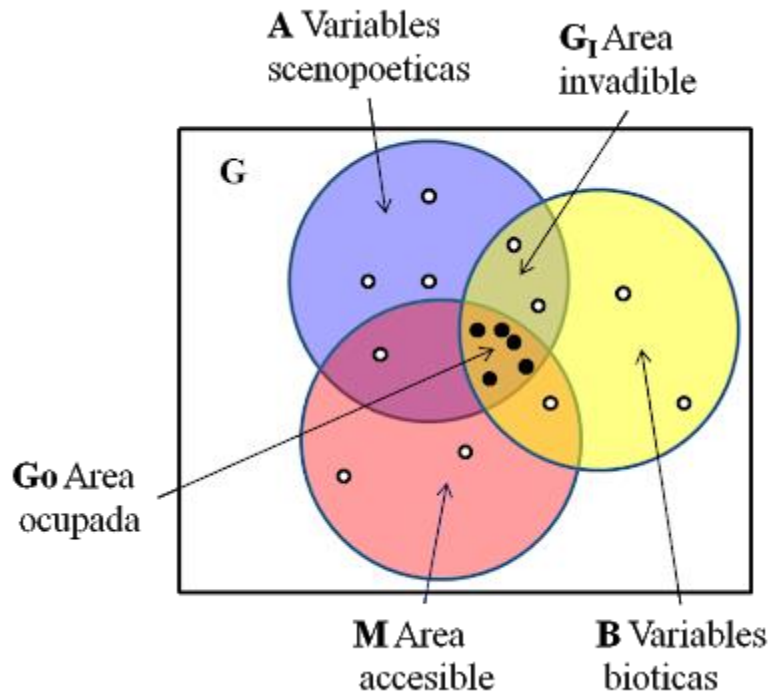


Fig. 1 Diagrama BAM. (Tomado de Soberón *et al.* 2017)

La distribución potencial es el área geográfica que posee las condiciones ambientales donde una especie puede establecerse. Entre los factores que determinan causalmente el área de distribución de una especie se encuentran sus tolerancias ambientales, lo que representa el nicho ecológico fundamental que considera además de lo expuesto, las posibilidades de dispersión en periodos de tiempo y desde áreas originales relevantes (Soberón & Miller 2009; Udvardy & Papp 1969).

Los modelos para establecer la distribución potencial requieren de variables ambientales para su funcionamiento práctico; además, por medio de las variables ambientales se puede determinar el nicho ecológico y así obtener una mejor predicción del modelo.

En ecología se pretende obtener mediante estos modelos la conservación del nicho o la proyección que tendrá este con el efecto del cambio

climático (Wiens & Bachelet 2010), si se mantendrá su nicho o un posible aumento o decremento del mismo. Además, pueden ser de utilidad para especies con poca información o que han sido poco estudiadas (Phillips & Dudík 2008).

Mediante los modelos de distribución que suelen ser el resultado de un nicho obtenido de las variables climáticas, se puede proyectar el nicho al pasado con el uso de variables paleoclimáticas, si este se mantuvo con el paso del tiempo se considera conservadurismo de nicho (Keppel *et al.* 2012) y de esta manera, se puede determinar cuál ha sido el efecto del cambio climático al igual que su avance y persistencia. El uso de estos modelos y distribuciones es uno de los métodos de mayor eficiencia para el desarrollo de distintas actividades de conservación en las que el estrés del cambio climático, así como el cambio de uso de suelo y la destrucción del hábitat (Forester *et al.* 2013).

Dentro de los Amniota marinos se encuentran tortugas, aves y mamíferos, quienes tienen una alta capacidad para desplazarse en búsqueda de alimento, y presentan estrategias distintas de alimentación, así como de dispersión, dentro de sus historias de vida al pertenecer a tres clases de vertebrados distintas. Ejemplo de estos organismos son la Tortuga Laúd (Reptilia), la Pardela Mexicana (Aves) y la Orca Falsa (Mammalia).

Tortuga Laúd (*Dermochelys coriacea*)

La tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*, (Vandelli, 1761)) es la única especie de la familia Dermochelidae la cual es la única familia superviviente de la divergencia de tortugas marinas que datan de hace más de 100-150 millones de años (Dutton *et al.* 1999). Es la más grande de las tortugas marinas y cuenta con una coloración negra, en lugar de tener placas dérmicas en el caparazón como el resto de las tortugas marinas, presenta

siete quillas a lo largo de este (Doyle 2007; Fig. 2) se encuentra en todos los mares tropicales o subtropicales (Martínez *et al.* 2007). Vive en casi todos los océanos del mundo además de que puede habitar regiones templadas en ambos hemisferios, ya que posee un sistema de regulación de la temperatura corporal denominado “gigantotermia” que es un equivalente a la endotermia para los mamíferos y las aves. En este proceso fisiológico se mantiene calor generado de la actividad muscular, lo que les permite preservar la temperatura corporal durante las largas migraciones (Paladino *et al.* 1990).

En los meses de verano, las tortugas laúd son más comunes en la zona que va desde el golfo de Maine al norte, hasta Florida en el sur, en el océano Atlántico por lo que se han obtenido avistamientos también al norte del golfo de San Lorenzo, en Canadá (Martínez *et al.* 2007).

En el Pacífico mexicano la temporada de anidación comprende de octubre a marzo en las playas Ceuta y el Verde Camacho en Sinaloa; cabo San Lucas, Baja California Sur; Mismaloya, Chalacatepec y La Gloria, Jalisco; Boca de Apiza, Colima, Mexiquillo, Colola y Maruata, Michoacán; Tierra Colorada, Llano Largo y Piedra de Tlacoyunque, Guerrero y Chacahua, La Escobilla y Barra de la Cruz en Oaxaca (Lara Uc *et al.* 2015), por lo que ocurre en toda la costa del Pacífico mexicano, aunque su distribución no se da de manera homogénea.

Existen dos poblaciones diferenciadas en el Pacífico y el Atlántico, la población que se encuentra en el Pacífico es más pequeña y por consiguiente con menor área de anidación y cantidad de huevos que la población del Atlántico (Martínez *et al.* 2007). En consecuencia, la población del Pacífico se ve fuertemente amenazada al decremento o incluso la extinción.



Fig. 2 *Dermochelys coriacea* (Tomado de Revista Ecosocialista, 2012)

Pardela mexicana (*Puffinus opisthomelas*)

La pardela mexicana (*Puffinus opisthomelas*. Cous, 1864) es un ave marina del Orden Procellariiformes (Familia Procellariidae) considerada en peligro de extinción (IUCN, 2013), presenta las plumas coberteras inferiores de la cola de color negro, además, de pigmentación diluida de la cabeza al cuello, siendo esencialmente de cabeza blanca con una corona café, lo cual la diferencia de otras especies del género *Puffinus* (Fig. 3). Es un ave endémica de la costa del Pacífico de América del Norte, con una distribución desde California a la zona central del Pacífico mexicano, frecuentemente observada a no más de 25 km de la costa. Aproximadamente el 95% de la población anida en la Isla Natividad y el otro 5% en la Isla San Benito y en algunos islotes de la Isla Guadalupe, hay algunos otros registros de anidación en el Golfo de California, como en Isla San Benito e Isla Raza (Albores-Barajas *et al.* 2018; Keitt *et al.* 2004). Es de hábitos nocturnos cuando va a tierra (Velarde *et al.* 2015).



Fig. 4 *Puffinus opisthomelas*

Orca Falsa (*Pseudorca crassidens*)

La orca falsa (*Pseudorca crassidens*. (Owen, 1846)) pertenece al orden de los cetáceos, siendo la única especie de su género en la familia Delphinidae, se diferencia de otros delfínidos ya que sus aletas pectorales son más angostas que en el resto de la familia. Las falsas orcas presentan una coloración negra casi completa, algunas presentan un área de color gris pálido a los costados de la cabeza. Hay una variación desde el gris al blanco en la superficie ventral. La longitud máxima registrada es de 5.96m en machos y 5.06m en hembras, así como el peso máximo registrado es de 1,360 Kg. (Fig. 4).

La orca falsa posee cuerpo largo y esbelto, la aleta dorsal se encuentra un poco por detrás de la mitad del dorso, es alta y falcada, con el ápice redondeado. Una de las principales características de esta especie es la amplia curvatura en forma de "s" de las aletas pectorales, que se

encuentran por delante de los costados (Leatherwood *et al.* 1988; Stacey *et al.* 1994).

No se le considera una especie abundante a nivel mundial por lo cual, no existe información sobre su abundancia en México, pero dentro de su amplia distribución se incluye a las costas de Oaxaca (Meraz & Sánchez-Díaz 2008). Es uno de los cetáceos más propensos a varar ya que al presentar una gran cohesión social varan masivamente y, por otro lado, hay casos donde el macho dominante está herido y los demás ejemplares vuelven a varar (Haro *et al.* 2015). Así como muchos delfínidos tropicales es una especie poco conocida por lo que los varamientos ofrecen mucha información sobre su presencia y biología en general (Meraz & Becerril-Morales 2004)

La orca falsa, en el hemisferio norte suele alimentarse de calamares y peces; sin embargo, se han reportado algunos casos en los que pueden alimentarse de delfines mientras escapan de artes de pesca (Perryman & Foster 1980). De acuerdo a la revisión del contenido estomacal, se encontró que los calamares y pulpos, con algunos residuos de peces pelágicos, son parte también de su dieta. Por ello, se les considera de alimentación oportunista en una profundidad ~200m (Alonso *et al.* 1999).



Fig. 4 *Pseudorca crassidens*

Estas tres especies de Amniota son poco abundantes y suelen ser de pocos avistamientos por lo que muchos de sus registros son únicamente de presencias. De esta manera, para conocer la distribución de estas especies se considera adecuado realizar un modelo de distribución potencial.

P. opisthomelas al igual que *P. crassidens* se encuentran en estado “**Casi amenazada**” y *D. coriacea* en “**Peligro crítico de extinción**” por la IUCN (IUCN 2013). En México estas tres especies se encuentran protegidos por la NOM-059 (Jacinto 2009). Por esta razón se escogieron para este estudio, resaltando además que la tortuga laúd puede mantener una temperatura corporal como la pardela y la orca falsa, facilitando la comparación entre estas especies, sobre todo bajo un escenario de cambio climático, que está impactando de manera significativa a los ecosistemas de todo el mundo además de muchos grupos taxonómicos (Chen *et al.* 2011).

Además del estado de conservación en el que se encuentran estas tres especies, un factor que ha aumentado considerablemente en las últimas décadas es el cambio climático; dentro de las organizaciones encargadas de la investigación sobre el cambio climático y calentamiento global se encuentra el Panel Intergubernamental de Cambio Climático.

El Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) define al cambio climático como una variación significativa en el clima a través del tiempo y que se mantiene por un periodo prologado que es resultado de cambios ambientales y actividad antropogénica y por su parte al calentamiento global como al aumento global de la temperatura terrestre y marina (Magaña-Rueda *et al.* 2000).

México al ser un país en desarrollo, con una elevada diversidad biológica y ubicación cercana al trópico de cancer, tiende a ser más vulnerable a este cambio, por lo que, de acuerdo con algunas proyecciones del IPCC, esto

se convertiría en impactos negativos sobre todo en el recurso del agua (IPCC 2013).

Este Panel ha desarrollado distintos escenarios de cambio climático (Tabla 1) en un lapso de 100 años comenzando en el año 2000, estos escenarios se consideran una descripción de un estado del mundo en el futuro (Magaña-Rueda *et al.* 2000). Dichos escenarios se consideran a partir de líneas evolutivas en las cuales se realiza la descripción de un escenario, en el que se destacan sus características, su relación entre las fuerzas determinantes y también, su dinámica evolutiva.

Se presentan 4 líneas evolutivas sobre escenarios de emisiones (A1, A2, B1 y B2). El escenario A1 ya no se considera válido ya que esta proyección se alcanzó para el año 2020, los demás se consideran válidos y no tienen alguna probabilidad de ocurrencia al presentarse como escenarios hipotéticos. En estos escenarios se considera como fuerza determinante las emisiones de CO₂, lo que por consiguiente nos lleva a un cambio climático de origen y evolución antropogénica.

Tabla 1. Descripción de familia de escenarios de emisiones (Magaña-Rueda *et al.* 2000)

Escenario/Línea evolutiva	Descripción
A1	Describe un mundo futuro de crecimiento económico muy rápido; la población mundial alcanza su nivel más alto a mitad del siglo y disminuye posteriormente, produciéndose una rápida introducción de nuevas tecnologías más eficaces.
A2	Describe un mundo muy heterogéneo. La cuestión subyacente es la autosuficiencia y preservación de las identidades locales. Los perfiles de fertilidad en las distintas regiones tienden a

converger muy lentamente, lo cual acarrea un aumento continuo constante de la población.

B1 Describe un mundo convergente, con la misma población mundial, que alcanza su nivel más alto a mediados del siglo para disminuir posteriormente, como en la línea evolutiva A1 pero con cambios rápidos en las estructuras económicas hacia una economía de la información y de los servicios, con reducciones en el consumo de materiales e introducción de tecnologías limpias y de recursos eficaces.

B2 Describe un mundo en el que se hace hincapié en las soluciones locales a la sostenibilidad económica, social y ambiental. Se trata de un mundo cuya población mundial crece continuamente, a un ritmo menor al de la línea evolutiva A2, con niveles medios de desarrollo económico y cambios tecnológicos menos rápidos y más variados que en las líneas evolutivas B1 y A1

En este caso se trabajó con la línea evolutiva y familia del escenario A2: la cual describe a un mundo heterogéneo y con la población en aumento sostenido (aproximadamente 15,100 millones de habitantes), así como un crecimiento económico regional. Se considera la más extrema de las cuatro líneas evolutivas.

Por lo que se puede inferir que al ser un aumento sostenido de la temperatura estas condiciones cambiarán el nicho de las tres especies y de esta manera el espacio geográfico que pueden ocupar.

En el caso de las aves marinas y los mamíferos marinos se encuentran en el nivel más alto de la red trófica. Se les considera estrategias K, debido a su longevidad y a su baja tasa reproductiva (Ballance *et al.* 2006). Por su parte,

la tortuga laúd es un estratega R, que pone huevos en nidos que construye en la playa (Spotila 2004).

Resalta de manera notable que si bien estas tres especies de amniota presentan características particulares que las asemejan, también tienen aquellas que las diferencian, lo que hace interesante la comparación.

La orca falsa pasa toda su vida en el mar, la pardela mexicana solo toca el mar cuando busca alimento, mientras que la tortuga laúd pasa toda su vida en el mar, salvo cuando se incuban y nacen, así como las hembras adultas durante la puesta de huevos.

En especies marinas la aplicación del modelo de nicho a futuro puede predecir cómo en escenarios futuros de cambio climático y acidificación del océano, se podrían afectar tanto la distribución como la abundancia de especies clave (Tyberghein *et al.* 2012).

Antecedentes

Existe un creciente número de trabajos respecto a la modelación de nicho ecológico, empleando principalmente el método de Máxima Entropía, vía MaxEnt. Es un método muy utilizado cuando se tienen solo presencias. Así como es mencionado por Lado (2018) con la familia Balaenopteridae utilizando solamente registros oportunistas en recorridos turísticos en las Islas Canarias, también hay trabajos donde se modeló el nicho ecológico y distribución potencial de especies exóticas invasoras (Palma-Ordaz & Delgadillo-Rodríguez 2014), o para predecir la distribución potencial pelágica de la tortuga golfina en el Pacífico (Peavey & Crowder 2010).

Se modeló la distribución de la ballena jorobada (*Megaptera novaeanglie*) y del rorcual antártico (*Balaenoptera bonaerensis*), para desarrollar los modelos de hábitats y cálculo de la eficiencia en la predicción de los mapas, para evaluar cómo algunas variables ambientales afectan el

hábitat de distintas especies a través de los meses en los que transcurren las estaciones de primavera y verano (Bombosch *et al.* 2014). Para ambas especies los mapas resultantes revelaron cambios significativos en el área a través de las estaciones, por lo que se determinó mediante esta predicción, que la ballena jorobada abunda en zonas libres de hielo, hasta el límite que se tenía determinado anteriormente.

En cuanto a Pardela de Audubon (*Puffinus lherminieri*) se estimó la distribución geográfica potencial en Brasil, basado en el modelo de nicho ecológico. Se filtraron las islas que se encuentran en la costa brasileña y el modelo arrojó altos niveles de idoneidad en las variables ambientales cerca de Sao Paulo y Rio de Janeiro, Espírito Santo y Bahía, sin embargo, *P. lherminieri* prefiere islas con ambiente cálido y de agua salina. Basado en la influencia de las corrientes que actúan en las costas de Brasil se puede inferir que existen colonias que no han sido descubiertas y que podrían ser descubiertas en las islas de las costas de Bahía, Espírito Santo y el extremo norte de Rio de Janeiro. En caso de encontrarse nuevas colonias de esta especie rara y poco vista, se podría contribuir en su conservación (Lopes *et al.* 2014) a partir de estudios de modelo de nicho.

A partir del modelo de nicho de *Dermochelys coriacea*, en las zonas pesqueras de la corriente de California, una de las áreas de pesca más productivas en el mundo, se concluyó que la zona asignada para la protección de la tortuga Laúd es óptima (Eguchi *et al.* 2017). Además, se establecieron periodos con menor probabilidad de pesca incidental. Por ello se pudo predecir el área de superposición de la zona de alimentación de la tortuga Laúd y la de pesca, y con esto, contribuir a su conservación.

En estos trabajos se utilizó el algoritmo MaxEnt como única herramienta para el modelo de nicho y la posterior obtención de la distribución potencial. MaxEnt arroja buenos resultados, incluso siendo el más fiable tras una

comparación de 16 métodos de modelo cuando se tienen sólo presencias (Elith *et al.* 2006). Se concluyó que los métodos de modelo que utilizan solo presencias son útiles para predecir la distribución potencial, además de que MaxEnt ofrece buenos resultados con muestras pequeñas. Otra ventaja de su uso es que se trata de un software libre.

El conocimiento de las tres especies de vertebrados considerados en el presente estudio es limitado, por lo que se les consideran raras. La tortuga Laúd es considerada la más vulnerable dentro de las tortugas marinas, la falsa orca cuenta con pocos avistamientos, existiendo más información de reportes de varamientos, y la pardela mexicana es la única especie endémica de la corriente de California es casi amenazada y su concentración en unas cuantas islas hace muy vulnerable a su población. Por consiguiente, es importante considerar su estudio ecológico mediante el uso de métodos indirectos de análisis, con el caso del modelo de nicho, a partir de datos de presencias.

El modelo de nicho como herramienta para la distribución potencial ayudará a la identificación de áreas invadibles de estas tres especies de vertebrados, ya que estos modelos ofrecen escenarios de lo que podría estar ocurriendo en una zona determinada. De esta manera, se podrían entender las condiciones ambientales particulares donde potencialmente se distribuyen estas especies en el Pacífico mexicano, tanto para el periodo actual como para el periodo futuro (año 2100) como es considerado por los escenarios de emisiones del IPCC. Asimismo, se podrán conocer las circunstancias particulares a los que se enfrentan estas especies, y con ello inferir cómo sus adaptaciones les servirán para hacerlo, en el entendido de que se trata de un mamífero marino que vive siempre en el mar, una tortuga que vive en el mar y sale a la playa periódicamente a desovar (al menos las hembras), y un ave que pasa la mayor parte de su vida fuera del mar, pero

que en todos los casos se trata de especies que obtienen su alimento del mar.

La importancia particular de la distribución de estas especies es que el Pacífico mexicano resulta ser el límite sur de distribución de *P. opisthomelas*, y representa el límite norte de la distribución pelágica de *P. crassidens* (en el Pacífico Oriental Tropical). Por su parte, *D. coriacea* se encuentra en todo el Pacífico mexicano y se considera para este estudio dado que es la única especie de tortuga marina con capacidad para mantener caliente su cuerpo, lo que la iguala, como se ha mencionado, con las aves y mamíferos.

Justificación

Los trabajos de distribución potencial se consideran de importancia en la conservación ya que pueden aportar más información sobre las regiones habitables de distintas especies, de manera que su distribución potencial pueda ser descrita y así evidenciar la selección de nicho que toma cada grupo de amniota. Resalta además de relevante importancia este trabajo ya que México representa de alguna manera el límite de la distribución geográfica para estas tres especies, tanto en el escenario presente (2000-2019) como futuro (2100). Además de aportar conocimientos de las tres especies de vertebrados para investigaciones marinas futuras.

Hipótesis

Considerando que el área ocupada por *Dermochelys coriacea*, *Puffinus opisthomelas* y *Pseudorca crassidens*, es modelada a partir del algoritmo de Máxima Entropía, está determinada por múltiples factores ambientales, se espera que dicha área se vea modificada perdiendo área idónea en el futuro bajo un escenario de cambio climático global, para el Pacífico mexicano.

Objetivos

General

Desarrollar el modelo del nicho ecológico de *D. coriacea*, *P. opisthomelas* y *P. crassidens* con las condiciones actuales (2019) y con condiciones a futuro (2100) en el marco del cambio climático global en el Pacífico mexicano.

Particulares

- Determinar las variables que inciden directamente en la distribución de *D. coriacea*, *P. opisthomelas* y *P. crassidens*.
- Modelar la distribución del nicho ecológico de *P. crassidens*, *P. opisthomelas* y *D. coriacea*.
- Evaluar los modelos para determinar la incertidumbre ecológica de ellos.
- Comparar las regiones de distribución potencial de *D. Coriacea*, *P. opisthomelas* y *P. crassidens* para el presente y el futuro.
- Determinar cómo se verá afectada la distribución del nicho ecológico de *D. coriacea*, *P. opisthomelas* y *P. crassidens*, en el 2100.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio corresponde al Pacífico mexicano y en particular a las ecorregiones marinas que encontramos en él (Fig. 5), esta área está ubicada en la parte norte del Pacífico oriental tropical y generalmente representa la mayor abundancia de muchas aves marinas pan tropicales (Lavín *et al.* 2006). Se estima que en esta zona se encuentran con frecuencia unas 50 especies de aves marinas y cetáceos favorecidas por sus características marinas (Ballance *et al.* 2006). Una característica de la zona es el enorme impacto del fenómeno ENOS (El Niño Oscilación del Sur), que tiene un fuerte impacto en las aves marinas (Meraz *et al.* 2013; Schreiber & Schreiber 1984). El Pacífico mexicano se ubica en la parte norte de la zona de convergencia intertropical (Kessler 2006) y tiene una característica atmosférica especial, ya que la dirección del viento promedio anual sigue la dirección sureste (Amador *et al.* 2006). Las condiciones oceanográficas se ven afectadas por la corriente oceánica fría de California (CC) en el norte y la corriente oceánica costera cálida (CCCR, del Domo de Costa Rica DCR) en el sur y oeste de México (CMO) en Costa Rica. El tazón de Tehuantepec (TT) es una depresión en la termoclina (Kessler 2006).

Generalmente, hay dos grandes masas de agua en PM, una de aguas frías del norte que forma un afloramiento al suroeste de Cabo San Lucas a través de CC, y la otra de agua superficial tropical cálida y de baja salinidad (ATS) afectada por CCNE y que forma la alberca de agua cálida del POT (Ferguson *et al.* 2006).

Una característica de esta zona es la estrecha plataforma continental, junto con la trinchera costera ubicada en Oaxaca y Chiapas, en la fosa de

Tehuantepec, con una profundidad de más de 6.000 m (Wilkinson 2009). Esto es significativo porque se ha mencionado que las aves marinas buscan alimento en áreas costeras, plataformas continentales y sus bordes (Leopold 1993; Louzao *et al.* 2009).

La costa de México abarca 18 grados de latitud incluyendo hábitats desde templados hasta tropicales. Las surgencias frente a las costas del norte de Baja California dan origen a las zonas en las que la biota de zonas templadas frías se intercala con la de zonas templadas cálidas, hacia el sur de Baja California, donde ya no existen surgencias (salvo en el Golfo de Tehuantepec), los hábitats son más tropicales. En el Golfo de California presenta bajas temperaturas superficiales del agua en invierno y muy altas en verano y se ve afectada por la corriente de California (Pedroche *et al.* 2008)

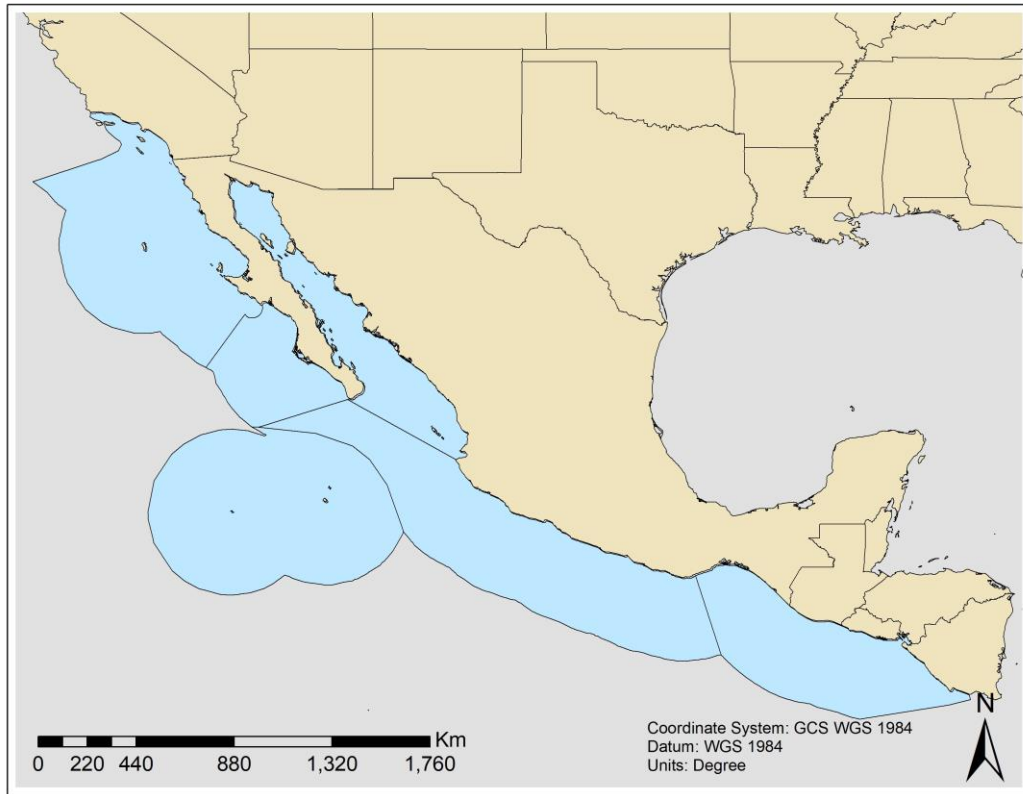


Fig. 3 Ecorregiones marinas pertenecientes al Océano Pacífico mexicano.

La región del Pacífico sur mexicano es una zona que se ve influenciada por la corriente costera de Costa Rica, la corriente mexicana del oeste, así como el Tazón de Tehuantepec. La CCCR se caracteriza por transportar agua con una temperatura superficial de 28.5°C llegando hasta el Golfo de Tehuantepec, Oaxaca (Kessler 2006).

Para este trabajo se consideraron las 6 ecorregiones del Pacífico mexicano, 59 (Frente del sur de California), 60 (De Cortéz), 61 (Transición de Magdalena), 164 (Revillagigedo), 166 (Pacífico tropical mexicano), 167 (Chiapas-Nicaragua) (Fig. 5) (Spalding *et al.* 2007).

Bases de datos de presencias

Existen múltiples bases de datos confiables de acceso libre donde se obtuvieron los registros, los cuales incluyen coordenadas georreferenciadas: se utilizaron como bases de datos de acceso libre: Ocean Biogeographic Information System (OBIS), E-bird, y SPECIES CONABIO además de la primera base de datos de tracking proveniente del laboratorio de Aeroecología marina de CICESE unidad La Paz para *P. opisthomelas* tomados en el periodo 2016-2018.

Control de calidad de datos de presencias

Se realizaron filtros de control de calidad en el cual se eliminaron los datos anteriores al año 2000, se descartaron las celdas con registros sin georreferenciación. También se eliminaron los registros de ocurrencia de especies que no se encuentran en la geografía ocupada o "M". Posteriormente, se descartaron los registros duplicados en cada celda o pixel de las variables ambientales. En el caso particular de *P. opisthomelas* al considerarse también 6518 datos de seguimiento, solamente se consideraron aquellos presentes con un pixel de separación, lo que corresponde a los organismos que se encuentran entre una distancia de ~20km de diámetro. Posterior al filtrado, donde se eliminaron los duplicados, registros fuera del área de estudio y posteriores al año 2000,

Se estableció como región de "M" a las ecorregiones marinas 59, 60, 61, 164, 166 y 167 del Pacífico mexicano, con base en que las tres especies convergen de manera simultánea y sus límites están dados por características geográficas y ambientales, por lo que se eliminaron las presencias que se encontraran fuera de esta área delimitada.

Variables ambientales

Para aves marinas y cetáceos, a los cuales se les considera depredadores ápice, las características físicas que podrían afectar su distribución podrían ser indirectas, y responderían directamente a las condiciones óptimas de sus presas.

Se seleccionaron variables ambientales de importancia para la distribución y de cada una de las especies, de acuerdo a la literatura, en Bio-Oracle (Assis *et al.* 2018; Tyberghein *et al.* 2012), Marspec (Sbrocco & Barber 2013) y GMED (Global Marine Environment Datasets) (Basher *et al.* 2018) con una resolución espacial de 5 minutos de arco (~9.2 km) con las cuales se modeló el nicho presente (Ballance *et al.* 2006; Benson *et al.* 2007; Lado *et al.* 2018; Lopes *et al.* 2014; Martínez-Fernández *et al.* 2011; Peavey & Crowder 2010; Soldatini *et al.* 2019).

Para modelar la distribución de nicho futuro se utilizaron variables correspondientes al escenario A2 disponibles en la base de datos de Bio-Oracle y GMED para el 2100, de acuerdo a las proyecciones de emisiones de CO₂ modeladas por el IPCC para el año 2100 y también para el presente. El control de calidad de los datos ambientales consistió en no usar conjuntos de variables ambientales correlacionados estadística y espacialmente debido a que pueden ocasionar que los modelos de nicho ecológico (MNE) producidos resulten ser altamente complejos (demasiado dimensionales), esto puede llegar a confundir los esfuerzos para caracterizar los modelos en términos ecológicos (Peterson *et al.* 2012). Uno de los esquemas para reducir dicha dimensionalidad fue realizar análisis de correlación unidimensional de Pearson y el análisis de correlación espacial o correlación bidimensional, vía el Índice de Moran Global.

Coeficiente de correlación de Pearson

La correlación de Pearson muestra los coeficientes de relación que presentan dos datasets, se utilizan los valores de celda de cada una de los ráster (capas geográficas de variables ambientales) con la finalidad de relacionarse con los valores de celda de otro ráster, con lo cual se evaluó la correlación como la dependencia entre dos capas. La correlación varía de +1 a -1, una correlación positiva (> 0.80) da referencia a la relación directa entre dos capas por otro lado, la correlación negativa ($> - 0.80$) indica un cambio inverso relacionado con las dos capas que presentan esta correlación. Se eliminaron aquellas variables que presentaron correlación positiva o negativa. De esta manera se eliminó la variable que tuviera menos contribución al modelo en el análisis Jackknife. Se seleccionaron aquellas que después de hacer los análisis de correlación lineal mostraron no estar correlacionadas y que, a su vez, tuvieran relación con la biología de la especie siguiendo lo estipulado por el diagrama BAM.

Índice de Moran Global

El índice de Moran Global mide la correlación espacial en función a los valores de pixel de cada una de las variables ambientales, calcula los valores de 1 a -1, un valor de z el cual representa la desviación estándar y un valor de P los que en conjunto evalúan la significancia del índice. Ambos análisis logran determinar el grado de colinealidad en el conjunto de variables ambientales seleccionadas para el modelo.

Modelo y representación cartográfica

En este trabajo se usó el algoritmo de máxima entropía (MaxEnt), el cual se basa en una aproximación estadística que permite hacer predicciones utilizando información incompleta para la obtención de un modelo de distribución, a partir de registros de solo presencias (Elith *et al.* 2010; Phillips *et al.* 2006), haciendo una relación entre el registro y las características ambientales del sitio.

MaxEnt da como resultado la contribución de las variables al modelo resultante por medio del análisis Jackknife, asimismo como mapas de distribución de idoneidad en una escala probabilística, logarítmica y acumulativa de píxeles. Por último, se generaron mapas binarios que representarán las zonas de distribución potencial de las tres especies.

La selección de MaxEnt como algoritmo del método de modelo se basa en el hecho de que se utiliza con frecuencia (Feria Arroyo *et al.* 2013; Fuller *et al.* 2008; Plasencia-Vázquez *et al.* 2014; Trotta-Moreu *et al.* 2008) con su probada flexibilidad (El-Gabbas & Dormann 2018) y mostró buenos resultados en su potencial método de determinación de condiciones ambientales ideales, que promueven la presencia de distintas especies en diferentes ecosistemas.

MaxEnt permite realizar predicciones utilizando únicamente información incompleta en los registros (Elith *et al.* 2010; Phillips & Dudík 2008; Phillips *et al.* 2006), realizando así una serie de regresiones entre los registros y las características ambientales del sitio. La ventaja que presenta este modelo es su buen desempeño con un número reducido de muestras. También exhibe un buen comportamiento de transferencia temporal y espacial (Qiao

et al. 2015), y brinda información sobre la contribución individual de cada variable ambiental, así como el mapa de distribución potencial del nicho con escala de probabilidad, de manera que se pueden observar claras omisiones y errores de comisión.

Los errores de omisión incluyen la clasificación errónea de datos sólidos (que ocurren una vez), mientras que los errores de comisión significan clasificar muchos tipos de puntos, por ejemplo, la especie no se observa en absoluto (Soberon & Peterson 2005).

Utilizando la rutina de "random test percentage", el 70% de la cantidad total de datos a modelar se usa como datos de entrenamiento, y el 30% restante se usa como datos de prueba aleatorios. De esta forma, todos los análisis se realizan utilizando el 70% de los datos seleccionados, y el 30% restante se utiliza para el modelo de verificación (Ibarra-Montoya *et al.* 2010)

Se utilizó el parámetro "random seed" para obtener curvas de sensibilidad y especificidad. Utilizando esta curva, se estima el área bajo la curva (AUC) para determinar si los datos de prueba son adecuados para los datos de entrenamiento, a fin de probar realmente la capacidad predictiva del modelo. La sensibilidad indica el grado en el que los datos predicen correctamente la existencia, mientras que la especificidad proporciona una medida de la predicción correcta cuando el valor AUC es superior a 0.9, se considera un buen modelo (Baldwin 2009). Dado que las variables utilizadas como predictores se incluyen en el modelo, se realizó un remuestreo bootstrap en las muestras originales (Austin & Tu 2004).

La prueba no paramétrica Jackknife se utiliza para estimar el sesgo y la varianza volviendo a muestrear los datos sin reemplazo. Este proceso crea diferentes escenarios, cada uno de los cuales excluye variables ambientales específicas para determinar la contribución individual de cada variable de manera individual, y finalmente crea un modelo que incluye todas las

variables (Plasencia-Vázquez *et al.* 2014). La variable que más contribuya al modelo será la variable con mayor AUC.

Se utiliza el formato de salida de tipo lógico, según lo predicen las covariables del modelo, que produce una estimación de cero en ausencia de existencia y una estimación de 1 en presencia de ésta, lo que facilita la interpretación.

Evaluación del modelo

Para la evaluación del modelo tanto del presente como del futuro se usaron dos técnicas, una donde se considera al umbral bajo la curva y otra donde no se considera el umbral, así como el área bajo la curva (AUC) para especificidad, con un valor entre 0-1, donde 1 hace referencia a un menor error en tasa de sensibilidad y especificidad. Esta evaluación nos permitirá conocer el poder predictivo de los modelos para ambos periodos.

De igual manera el modelo de Maxent da como resultado el gráfico de evaluación que muestra los errores de omisión y comisión esperados. Se espera que la tasa de omisión se encuentre cerca de la omisión predicha (línea color negro) con la cual el modelo tendrá un mejor poder predictivo.

El manejo y mapeado de las presencias de las especies, el uso y conversión de las variables ambientales y sus respectivos análisis de correlación se realizaron en el software de información geográfica de ESRI, ArcGIS en la edición ArcMap versión 10.5.

Resultados

Selección de la región de calibración (M)

La presencia de las tres especies de vertebrados se limitó a las seis ecorregiones marinas que corresponden al Pacífico mexicano ya que, en relación a los mapas de distribución desarrollados por instituciones especializadas (International Union for Conservation of Nature, IUCN, 2012), se podría considerar a estas ecorregiones marinas como parte de la distribución conocida para las especies. Con base en esto considerar la zona límite de la distribución pelágica para *P. crassidens*, de igual manera, el límite de la zona de reproducción y anidación para *P. opisthomelas*, así como tomar a manera de límites la pérdida de homogeneidad de criterios ambientales.

Bases de datos de presencias y control de calidad

Se reunieron 9761 registros de presencias para *D. coriacea* 7578 para *P. opisthomelas* y 422 para *P. crassidens*. Se ingresaron 6497 registros para *P. opisthomelas* (Fig. 6), 10 para *P. crassidens* (Fig. 7) y 8 para *D. coriacea* (Fig. 8) correspondientes a la región "M".

Dentro de las contribuciones preliminares podemos observar que se recabaron datos de presencias para *D. coriacea* en donde IUCN 2012 (ANEXO B) presenta una delimitada región de ausencia para la tortuga Laúd, con lo que se podría contribuir, por medio de estos datos de acceso libre, a una actualización de las distribuciones geográficas

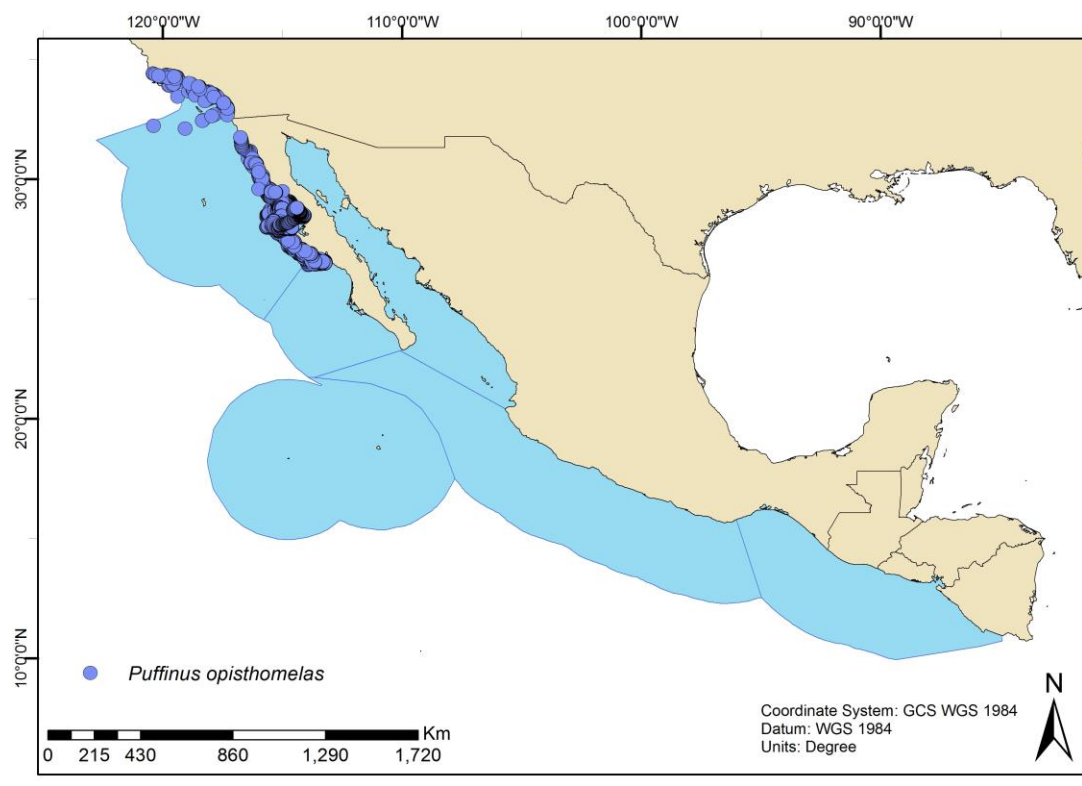


Fig. 4 Mapa de presencias de *P. opisthomelas*

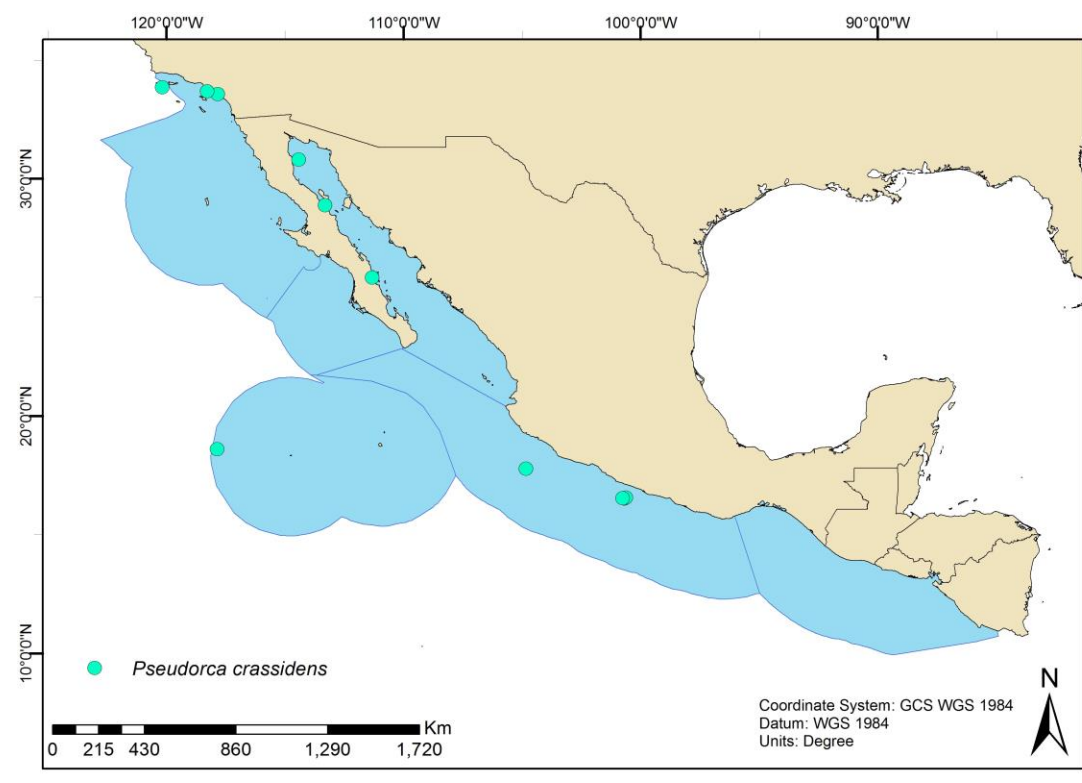


Fig. 5 Mapa de presencias de *P. crassidens*

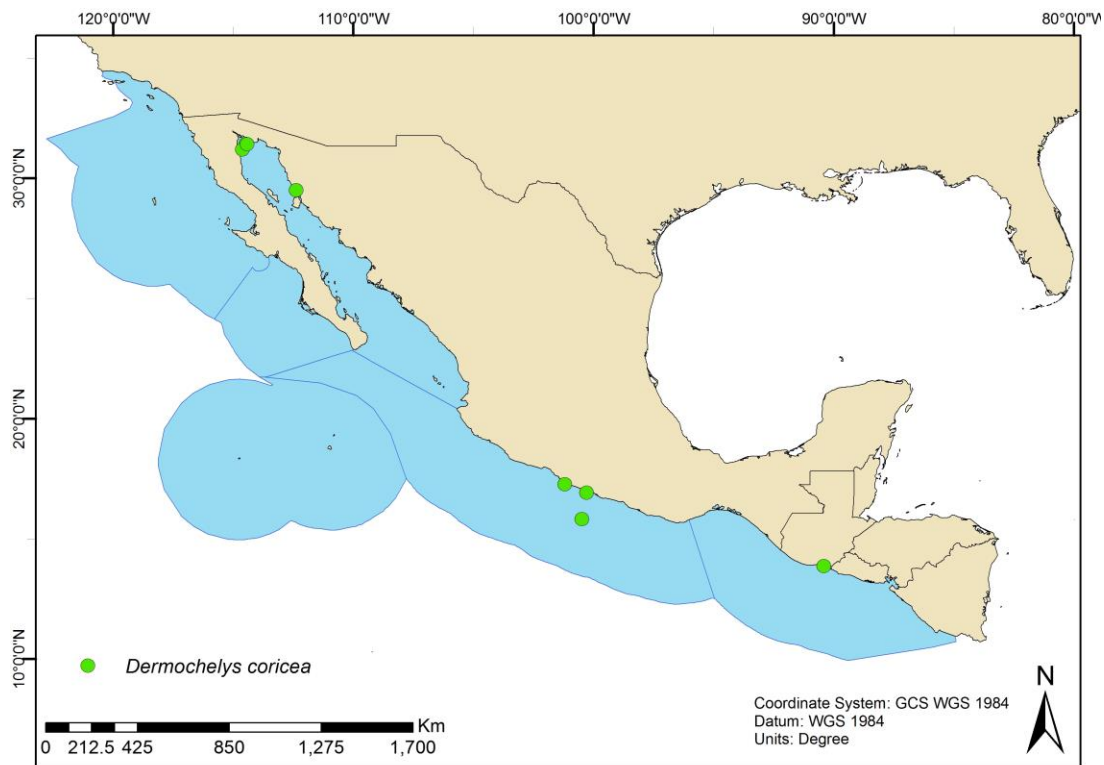


Fig. 6 Mapa de presencias de *D. coriacea*

Variables ambientales

Se obtuvieron un total de 12 variables ambientales de 3 fuentes distintas (Bio-Oracle, Marspec, GMED) (Anexo A), se les asignó una clave (Tabla 2) y se separaron en 3 grupos (Tabla 3) correspondientes a cada una de las especies. Por medio de ArcMap versión 10.5 se realizó un recorte de cada una de las variables para que tuvieran la misma extensión que la región M seleccionada anteriormente (Fig. 9-20).

Con base en el análisis de correlación de Pearson, entre las variables por especie (Tablas 4, 5, 6) se descartó carbono orgánico particulado, del modelo final, ya que a pesar de tener un buen desempeño preliminar no cuenta con proyección en el escenario A2 (2100). Las demás variables

presentadas se mantuvieron en ambos escenarios (Presente 2000-2019 y futuro 2100).

Tabla 2. Variables ambientales utilizadas para la modelación y su clave.

Variable	Clave
Batimetría	Bati
Clorofila	Chl
Distancia de la costa	Dist. costa
Fitoplancton	Fito
Nitratos	Nitratos
Oxígeno disuelto	Oxígeno
Productividad primaria	Pprimaria
Profundidad	Prof
Salinidad	Salinidad
Pendiente batimétrica	Slope
Temperatura superficial del mar	TSM
Carbono orgánico particulado	Poc

Tabla 3. Variables ambientales seleccionadas para *P. opisthomelas*, *P. crassidens* y *D. coriacea* respectivamente

Variable <i>D. coriacea</i>	Variable <i>P. opisthomelas</i>	Variable <i>P. crassidens</i>
Clorofila	Batimetría	Batimetría
Fitoplancton	Clorofila	Distancia de la costa
Productividad primaria	Oxígeno disuelto	Nitratos
Profundidad	Productividad primaria	Oxígeno disuelto
Temperatura superficial del mar	Profundidad	Productividad primaria
	Salinidad	Profundidad
	Pendiente batimétrica	Salinidad
	Temperatura superficial del mar	Pendiente batimétrica
	Carbono orgánico particulado	Temperatura superficial del mar

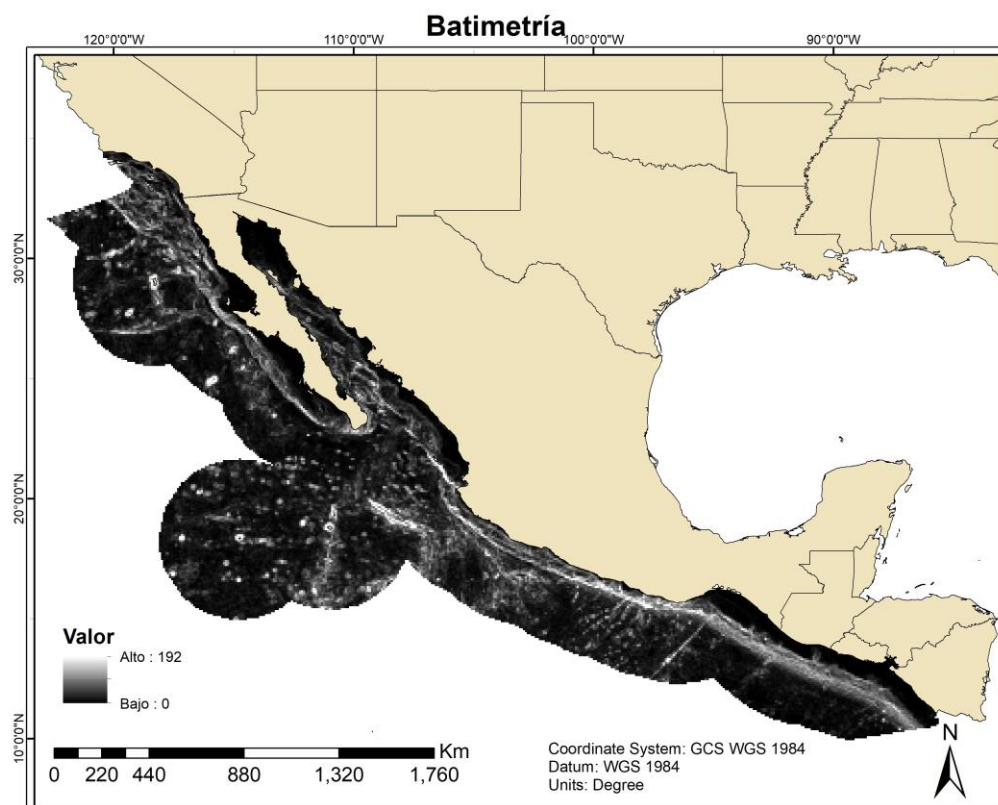


Fig. 7. Batimetría para región M

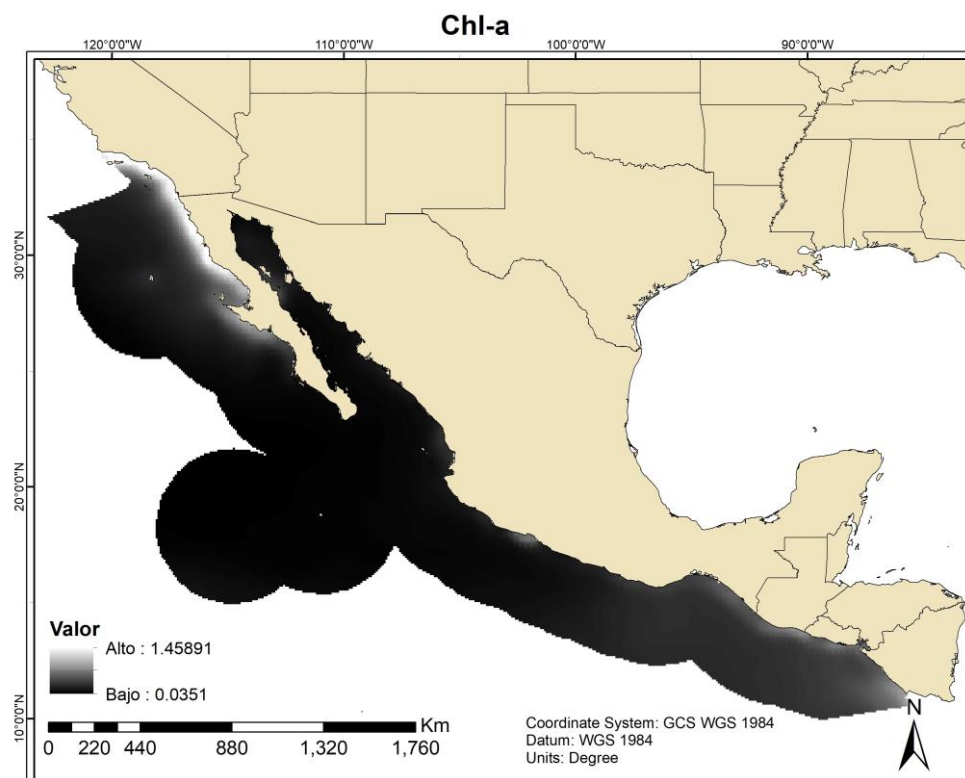


Fig. 8 Clorofila-a para región M

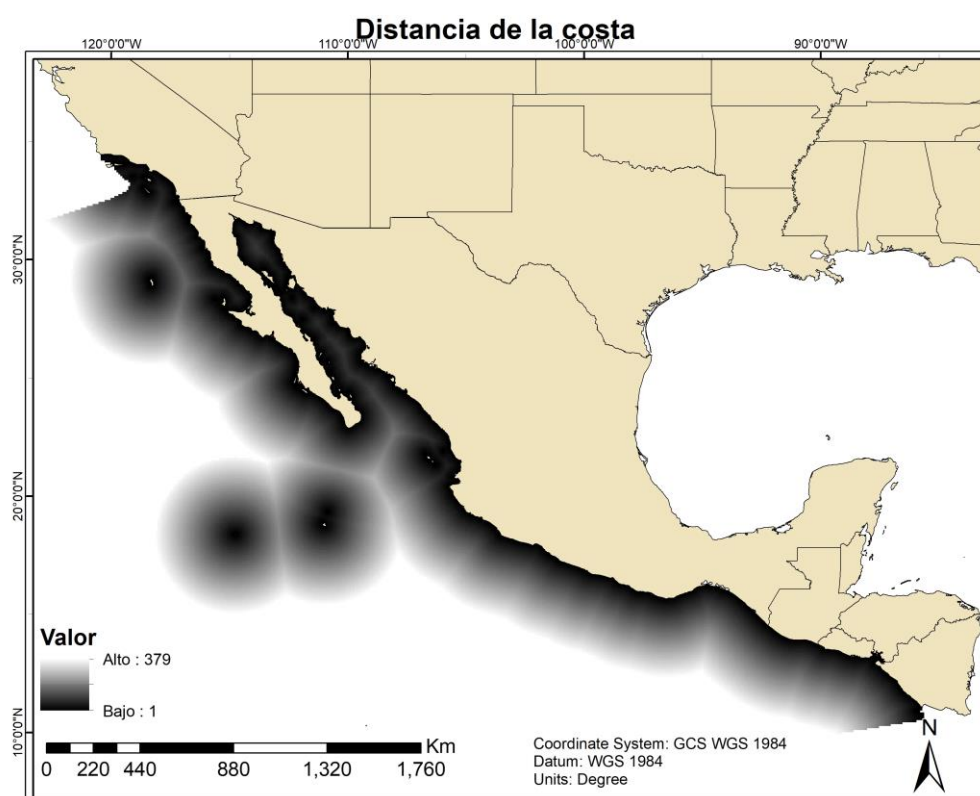


Fig. 9 Distancia de la costa

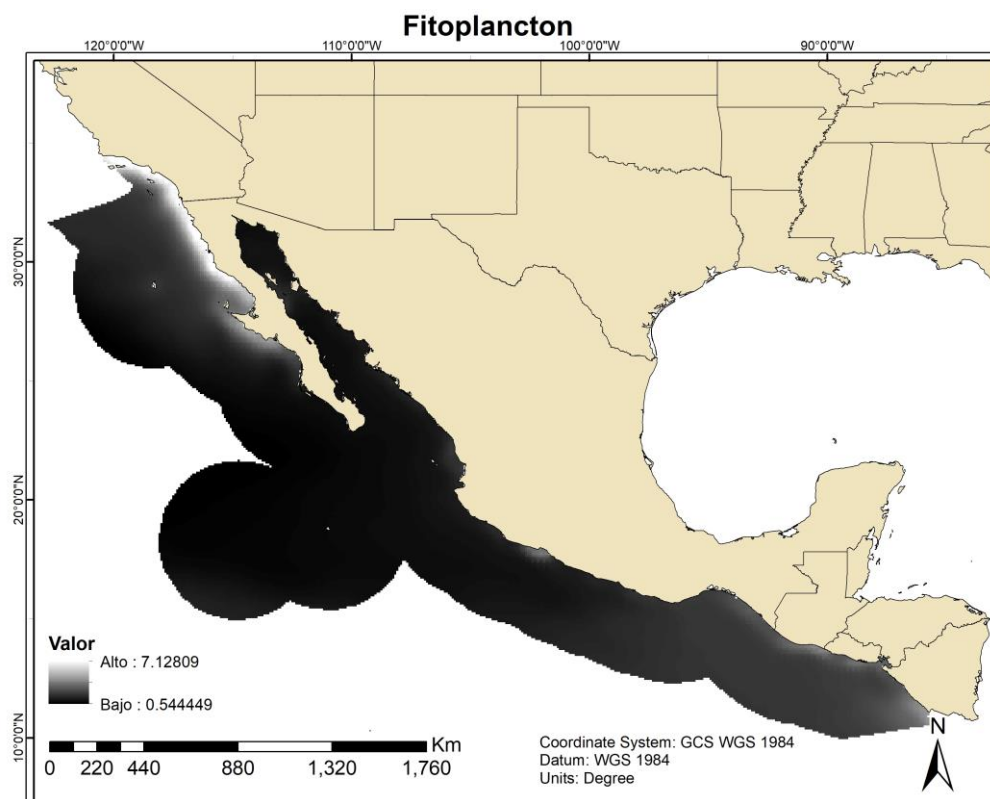


Fig. 10 Fitoplancton para región M

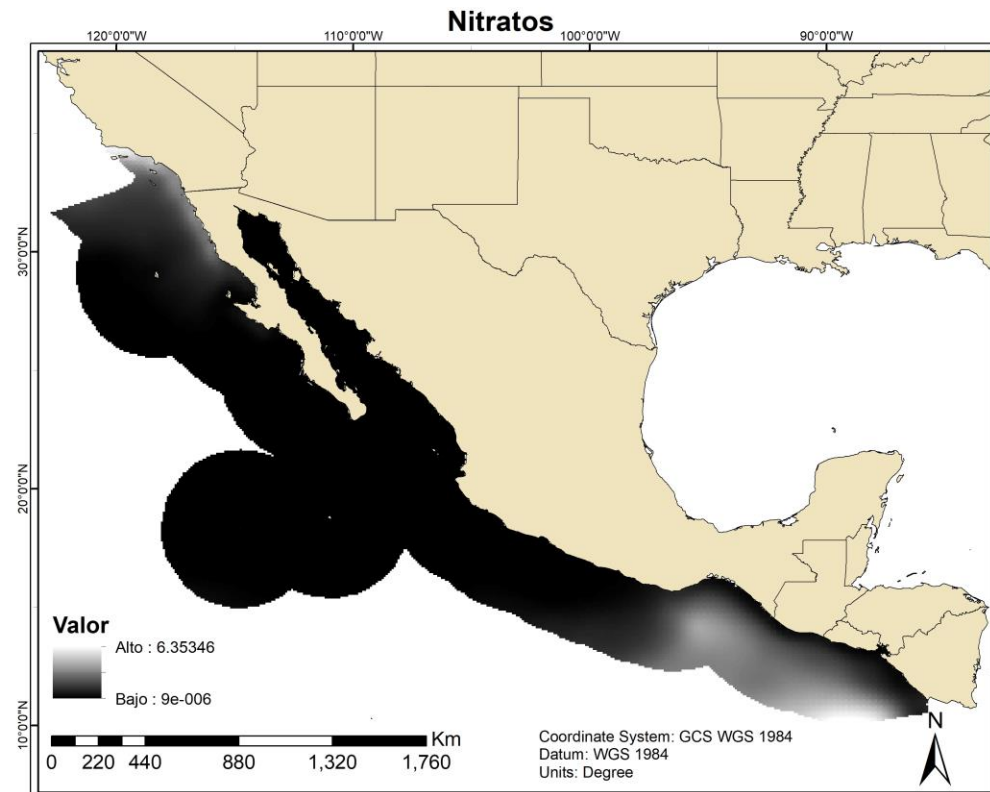


Fig. 11 Nitratos para región M

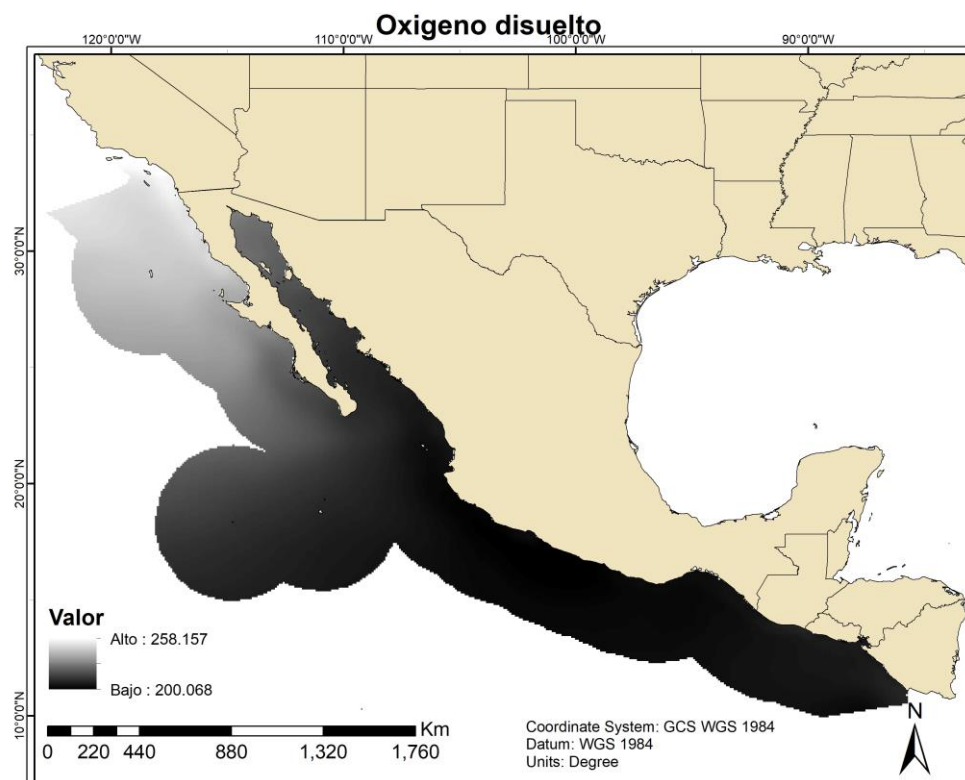


Fig. 12 Oxígeno disuelto para región M

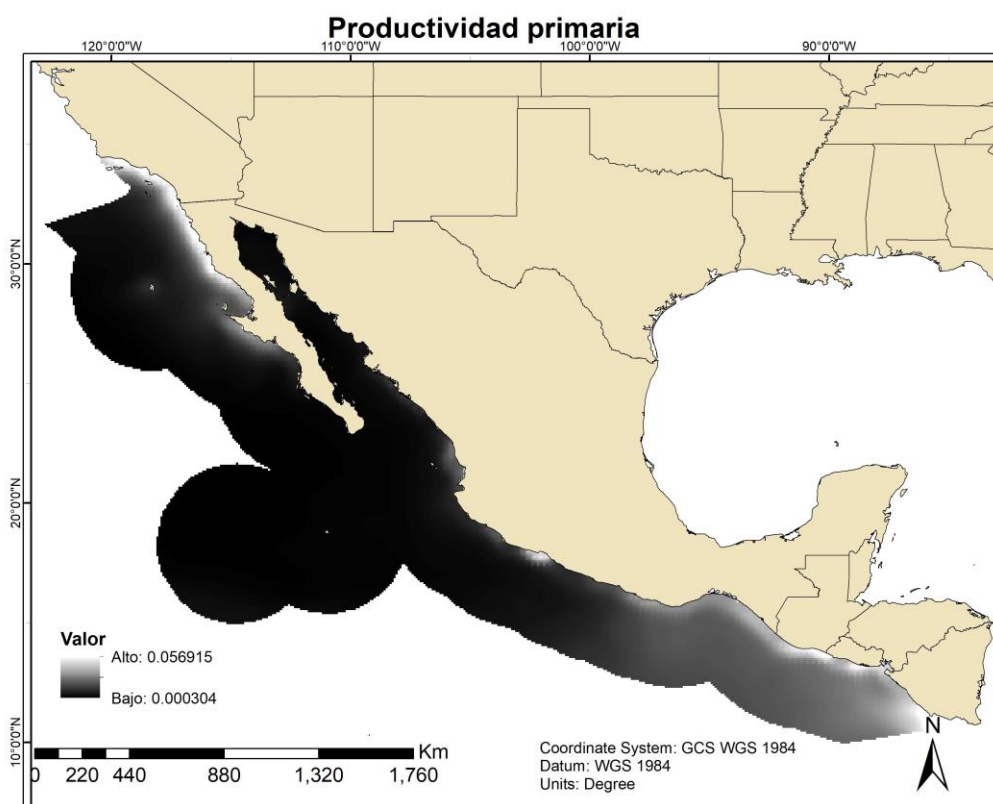


Fig. 13 Productividad primaria para región M

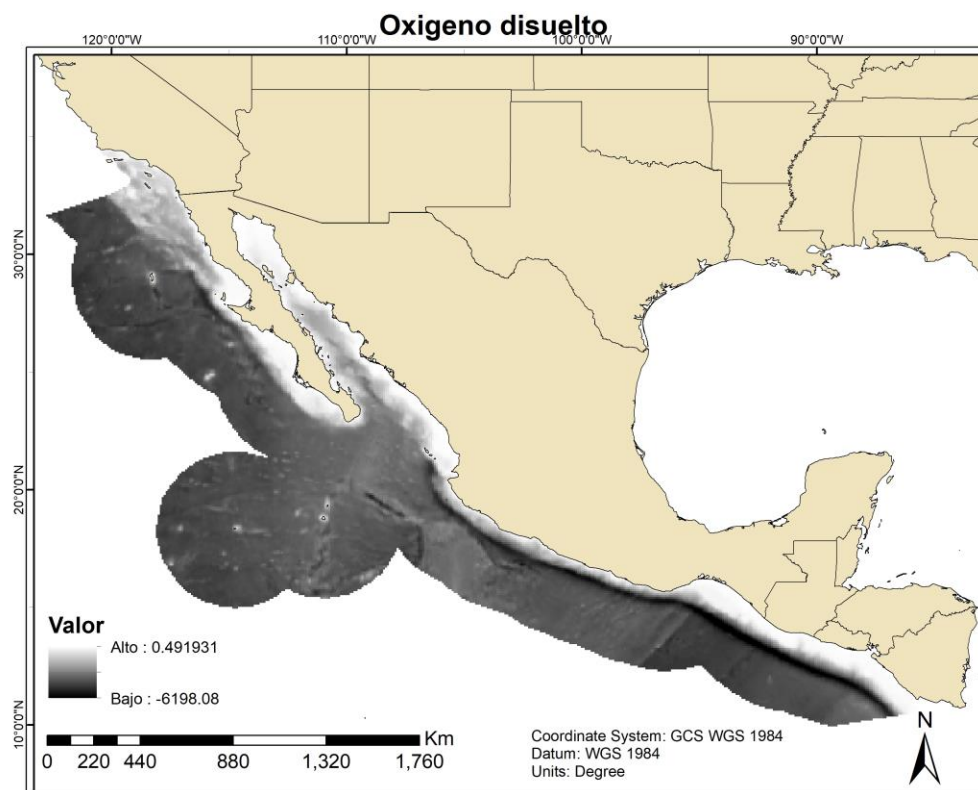


Fig. 14 Profundidad para región M

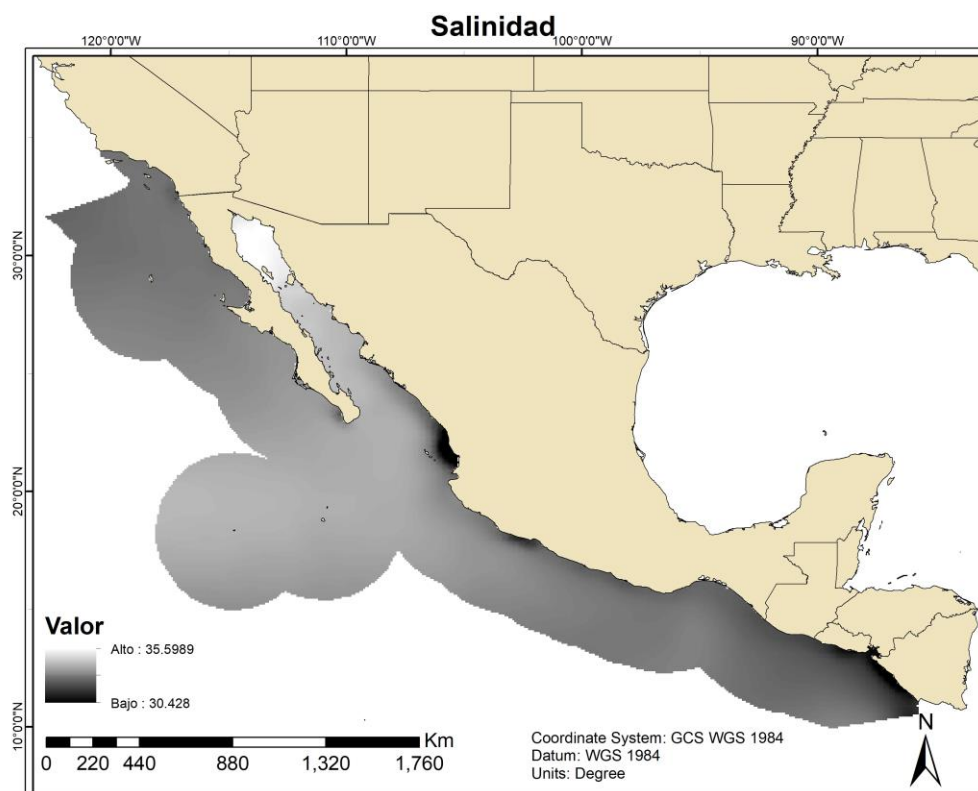


Fig. 15 Salinidad para región M

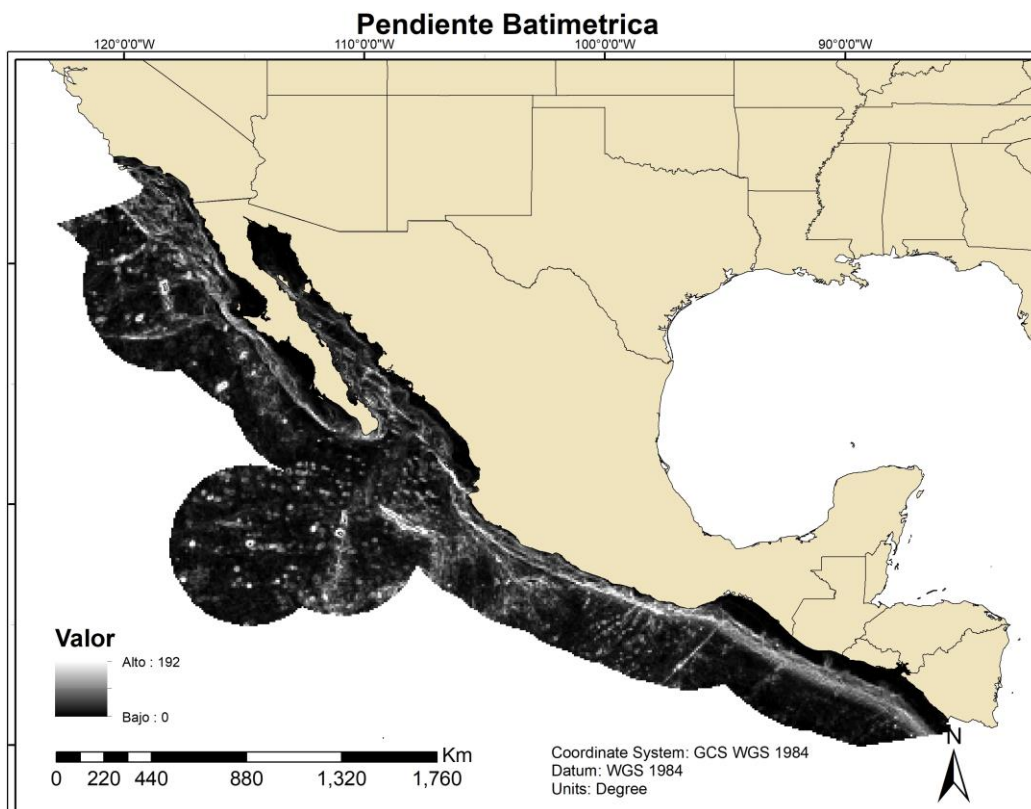


Fig. 16 Pendiente Batimétrica para región M

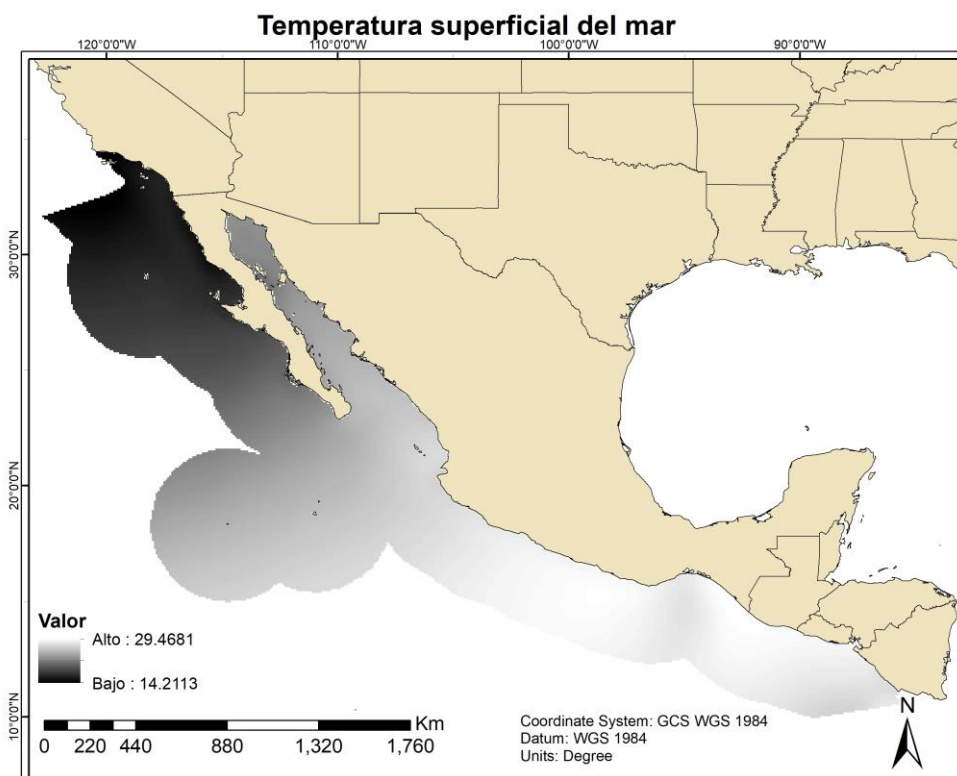


Fig. 17 Temperatura superficial del mar para región M

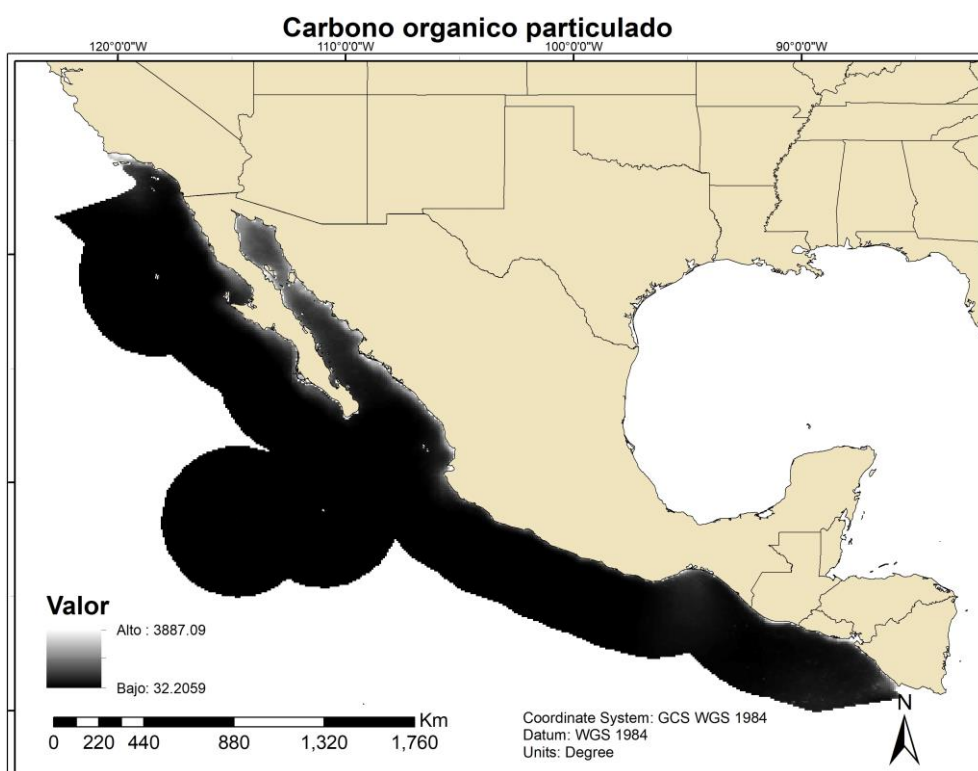


Fig. 18 Carbono orgánico particulado para región M

Tabla 4. Matriz de correlación de Pearson entre las variables ambientales de *D. coriacea*. Se muestran los valores de R^2 . Los valores cercanos a 1 indican una correlación positiva, los valores cercanos a -1 indican una correlación negativa y los valores igual o cercanos a 0 indican no correlación.

	Fito	Chl	Pprimaria	Prof	Tsm
Fito	1				
Chl	0.99339	1			
Pprimaria	0.87064	0.88645	1		
Prof	-0.23401	-0.21917	0.14667	1	
Tsm	0.39802	0.41848	0.37064	-0.0641	1

Tabla 5. Matriz de correlación de Pearson entre las variables ambientales de *P. opisthomelas*. Los valores cercanos a 1 indican una correlación positiva, los valores cercanos a -1 indican una correlación negativa y los valores igual o cercanos a 0 indican no correlación

	Bati	Chl	Oxígeno	Pprimaria	Prof	Poc	Salinidad	Tsm	Slope
Bati	1	0.0079	-0.05182	0.01166	-0.04093	-0.07082	-0.04925	0.0496	1
Chl	0.0079	1	0.29693	0.88603	0.40973	0.42758	-0.50479	-0.19806	0.0079
Oxígeno	-0.05182	0.29693	1	-0.02831	0.0593	0.01939	-0.06575	-0.98198	-0.05182
Pprimaria	0.01166	0.88603	-0.02831	1	0.37187	0.41088	-0.67505	0.1455	0.01166
Prof	-0.04093	0.40973	0.0593	0.37187	1	0.64064	-0.06978	-0.06232	-0.04093
Poc	-0.07082	0.42758	0.01939	0.41088	0.64064	1	-0.04398	-0.00431	-0.07082
Salinidad	-0.04925	-0.50479	-0.06575	-0.67505	-0.06978	-0.04398	1	-0.04046	-0.04925
Tsm	0.0496	-0.19806	-0.98198	0.1455	-0.06232	-0.00431	-0.04046	1	0.0496
Slope	1	0.0079	-0.05182	0.01166	-0.04093	-0.07082	-0.04925	0.0496	1

Tabla 6. Matriz de correlación de Pearson entre las variables ambientales de *P. crassidens*. Los valores cercanos a 1 indican una correlación positiva, los valores cercanos a -1 indican una correlación negativa y los valores igual o cercanos a 0 indican no correlación (Valores en rojo determinan los mas significativos).

	Bati	Dist.Costa	Nitratos	Oxígeno	Pprimaria	Prof	Salinidad	Tsm	Slope
Bati	1								
Dist.Costa	-0.1289	1							
Nitratos	-0.0187	0.0968	1						
Oxígeno	-0.0518	-0.0746	-0.0097	1					
Pprimaria	0.0116	-0.3317	0.6285	-0.0283	1				
Prof	-0.0409	-0.6471	-0.0721	0.0593	0.3718	1			
Salinidad	-0.0492	0.0706	-0.4328	-0.0657	-0.6750	-0.0697	1		
Tsm	0.0496	0.0844	0.0965	-0.9819	0.1455	-0.0623	-0.0404	1	
Slope	1	-0.1289	-0.0187	-0.0518	0.0116	-0.0409	-0.0492	0.0496	1

Para la selección de las variables ambientales necesarias para el modelo de nicho ecológico de *D. coriacea*, *P. opisthomelas* y *P. crassidens* para el periodo presente, se descartaron aquellas que por nombre ya estaban correlacionadas (min, max), considerando solamente las variables con el valor promedio. Asimismo, se consideró su resolución a 5 minutos de arco (~9.2km) para todas las variables ambientales debido a la que el área de estudio cuenta con ~3,000,000 km².

Contribución de las variables

Por medio del algoritmo Maxent arrojó la contribución de cada variable con respecto a su aporte al modelo por medio del análisis Jackknife, previo a la modelación, con la cual se llevó a cabo la calibración del modelo y la última selección de las variables ambientales. En el caso de *D. coriacea* (Fig. 21) de acuerdo con el análisis Jackknife las tres variables que aportan más son: productividad primaria (ppr), Profundidad (profg) y Temperatura superficial (tsm), con menor aporte en el caso de Fitoplancton(fito). Para el análisis Jackknife para *P. opisthomelas* (Fig. 22) se consideraron cinco variables: Batimetría (bati), Clorofila-a, (chl), Carbono orgánico particulado (pocg), Profundidad (profg), Salinidad (salinidad) y Temperatura superficial (tsm) siendo salinidad la de menor aporte. Por último, para *P. crassidens* (Fig. 23) se consideraron cuatro variables: Batimetría (bati), Distancia de la costa (distanceshore), Profundidad (profg) y Salinidad (Salinidad), esta última arrojó el menor aporte a la especie.

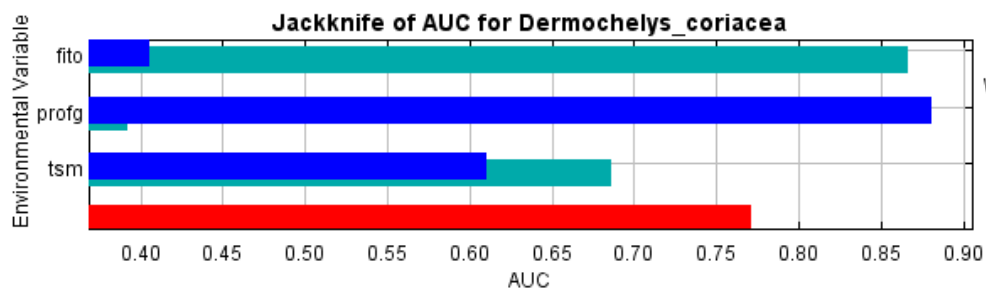


Fig. 21. Análisis Jackknife para *Dermochelys coriacea*

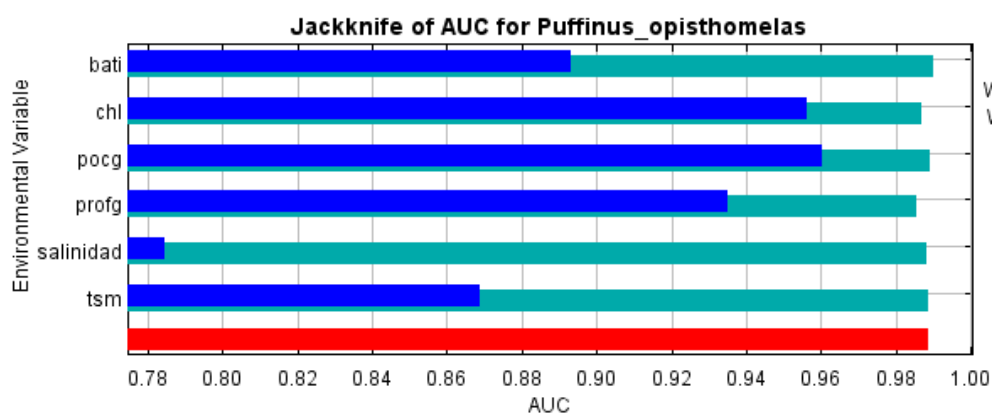


Fig. 22 Análisis Jackknife para *Puffinus opisthomelas*

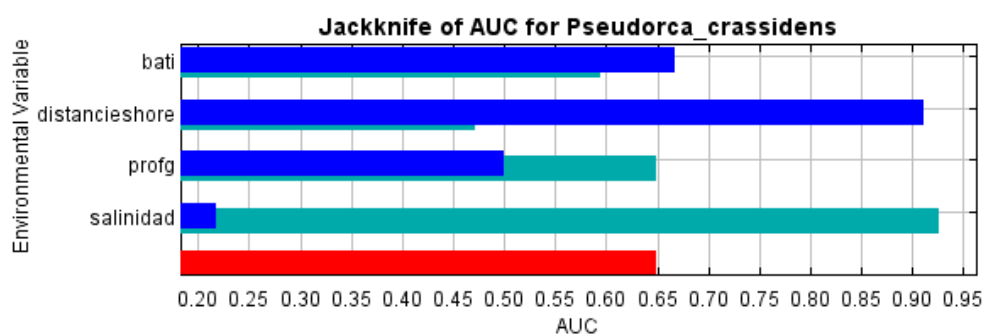


Fig. 23 Análisis Jackknife para *Pseudorca crassidens*

Tabla 7. Correlación espacial. Índice de Moran por variable

Variable	Índice de Moran	Cualidad	P	Z
Bati	0.744896	Agrupada	0.000	183.29
Chl	0.791283	Agrupada	0.000	198.28
Dist. costa	0.963030	Agrupada	0.000	236.94
Fito	0.796294	Agrupada	0.000	199.56
Prof	0.912086	Agrupada	0.000	516.29
Salinidad	0.930603	Agrupada	0.000	233.15
Tsm	0.905211	Agrupada	0.000	635.36
Poc	0.612782	Agrupada	0.000	226.77
Pprimaria	0.909506	Agrupada	0.000	227.86

Como último pretratamiento a las variables ambientales, se obtuvieron los resultados de la correlación espacial por medio del índice de Moran. Se realizaron nueve análisis de correlación espacial por medio del software ArcMap versión 10.5 con el cual nos arrojó que todas las variables se encontraban agrupadas, por lo que los valores obtenidos por pixel se encuentran dispuestos de esta manera, lo que nos aportó información para la interpretación sobre las presencias dispuestas sobre las variables ambientales.

Posteriormente se realizaron los modelos de nicho presente para las tres especies, eligiendo distintas modalidades de configuración del algoritmo, buscando una evaluación preliminar de ≥ 0.80 AUC con el objetivo de obtener un “buen” modelo (Araujo *et al.* 2005).

Distribución potencial en tiempo presente

El modelo de calibración para *D. coriacea* (Fig. 24) considera como zona óptima a las zonas costeras donde podría encontrarse la distribución potencial de la especie, que, con base en la contribución de las variables ambientales, considera a la profundidad como su variable principal. En este caso, áreas poco profundas como las zonas costeras desde el noroeste de la península de Baja California Sur hasta Oaxaca donde se presenta en zonas aún más cerca de la costa, evitando las zonas profundas debido a la cercanía que presenta este estado con la fosa mesoamericana y a las temperaturas promedio de la alberca de agua cálida del Pacífico oriental tropical. De acuerdo al gráfico de omisión (Fig. 25) tanto los datos de entrenamiento como los de prueba se encuentran lejos de la omisión predicha. El siguiente gráfico de especificidad y sensibilidad (Fig. 26) de *D. coriacea* en el presente arrojó como resultados en los datos de entrenamiento $AUC=0.935$ y en los datos de prueba $AUC=0.772$, con lo que nos da una validez de "buen modelo" en la mayor cantidad de datos y en los datos de prueba una clasificación de modelo regular. El ultimo gráfico de evaluación de Roc Parcial (Fig. 27) arroja una baja tasa de identificación con respecto a las presencias.

La siguiente especie con la que se realizó el modelo de calibración de nicho presente fue *P. opisthomelas* (Fig. 28) es la especie con mayor número de presencias de este trabajo. Con base en lo anterior, se considera como distribución potencial de esta especie, a todo lo largo de la península desde el sur de California hasta el noroeste de la Baja California Sur, pudiéndose considerar a esta región como unas de las más productivas en las pesquerías para México, ya que la variable de mayor contribución es el carbono orgánico particulado que tiene valores altos en los sistemas altamente dinámicos, lo que presenta una relación con la presencia de aves marinas.

Con respecto al gráfico de omisión obtenido (Fig. 29), se observa como los datos de entrenamiento tienden a seguir la línea de la omisión predicha muy de cerca, a diferencia de la tasa de omisión con los datos de prueba. En el siguiente gráfico de sensibilidad y especificidad (Fig. 30) se presentan valores para los datos de entrenamiento de $AUC=0.978$ y de datos de prueba $AUC=0.989$ con lo que en ambos casos tenemos un "buen modelo". El último gráfico de evaluación de Roc Parcial (Fig. 31) tuvo una curva mucho más ajustada a las presencias por la mayor cantidad de datos que hubo para esta última especie.

Por último, con respecto a los resultados obtenidos de los modelos de calibración del presente (2000-2019) podemos observar como las zonas más idóneas para *P. crassidens* (Fig. 32) dentro de su distribución potencial se encuentra en el alto Golfo de California y siguiendo la línea de su segunda variable de mayor importancia: Batimetría. Se considera también como área de distribución idónea para la orca falsa a la fosa mesoamericana, ligada a la misma variable. Con respecto a los resultados del gráfico de omisión (Fig. 33) se encontraron más cercanos los errores de omisión en los datos de entrenamiento en comparación a los datos de prueba, lo que da más peso a la mayor cantidad de los datos de avistamiento para esta especie. El siguiente gráfico representando la sensibilidad y especificidad (Fig. 34), da como resultado un valor de entrenamiento de $AUC = 0.90$ y un valor de prueba de $AUC = 0.649$ lo que cumple el objetivo de "buen modelo" y considerar de nueva cuenta el mayor número de datos (entrenamiento) con una mejor evaluación. En el último gráfico de evaluación de Roc parcial (Fig. 35) la cual describe la correcta tasa de identificación de las presencias, el AUC se encuentra ligado de manera directa al Roc parcial. De esta manera, el gráfico arroja una curva no ajustada de las presencias.

Distribucion potencial presente de *Dermochelys coriacea*

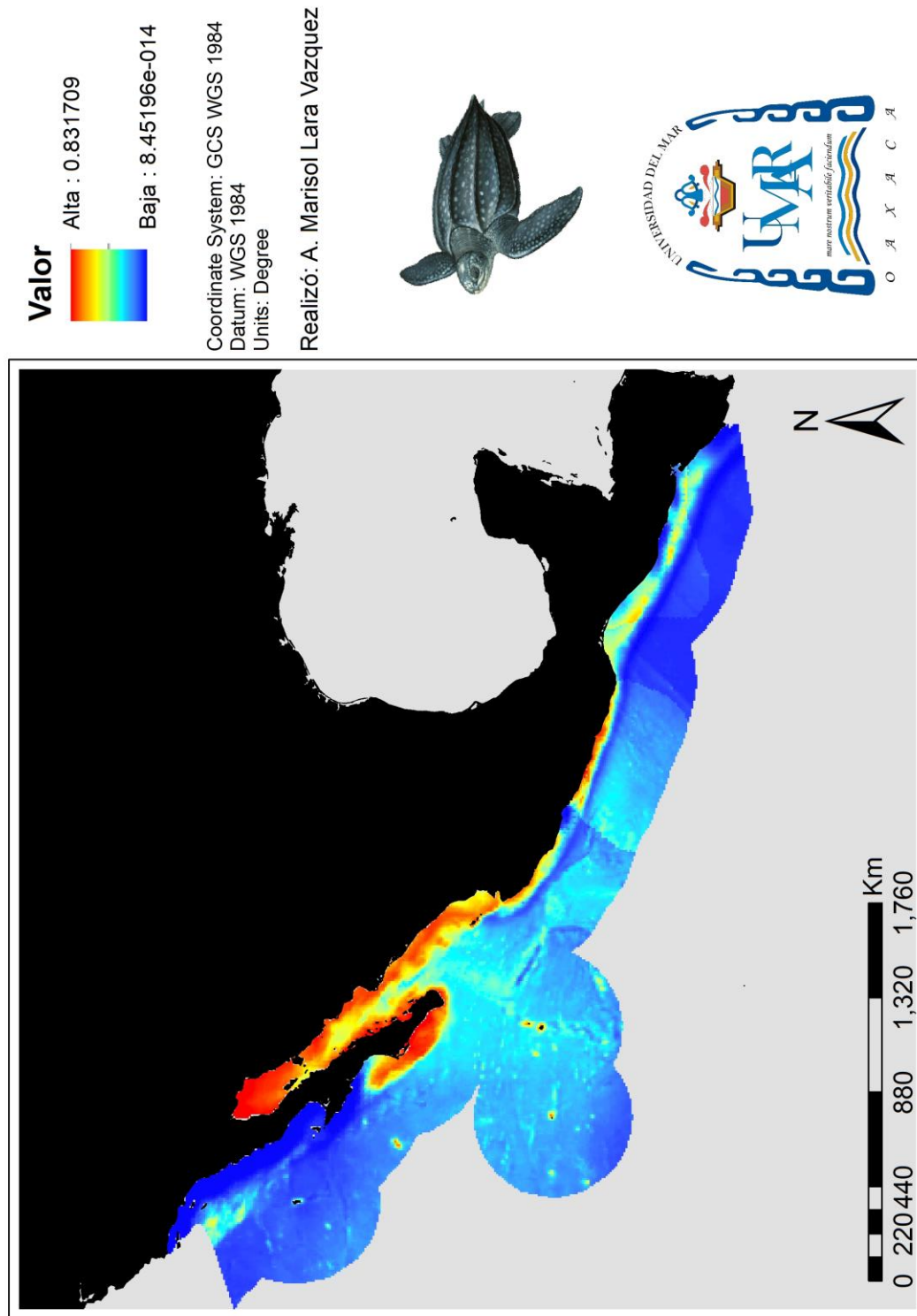


Fig. 19 Representación de la distribución potencial presente (2000-2019) para *Dermochelys coriacea*

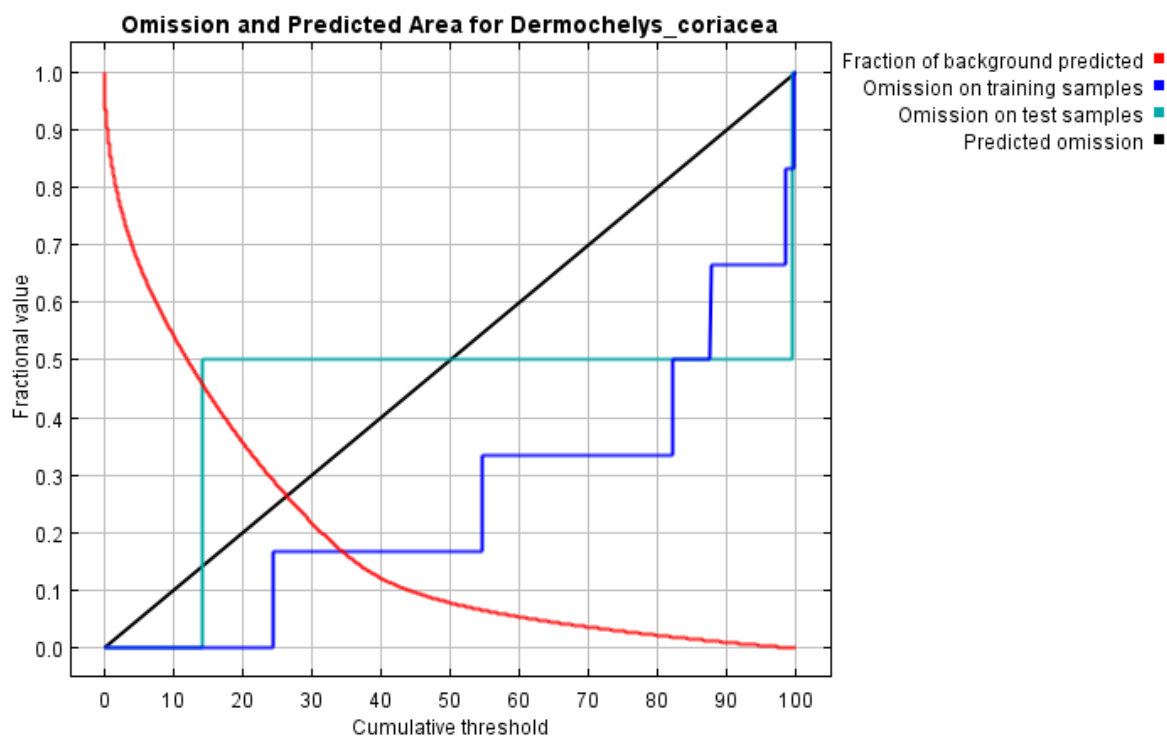


Fig. 20 Gráfico de omisión y área predicha para *Dermochelys coriacea*

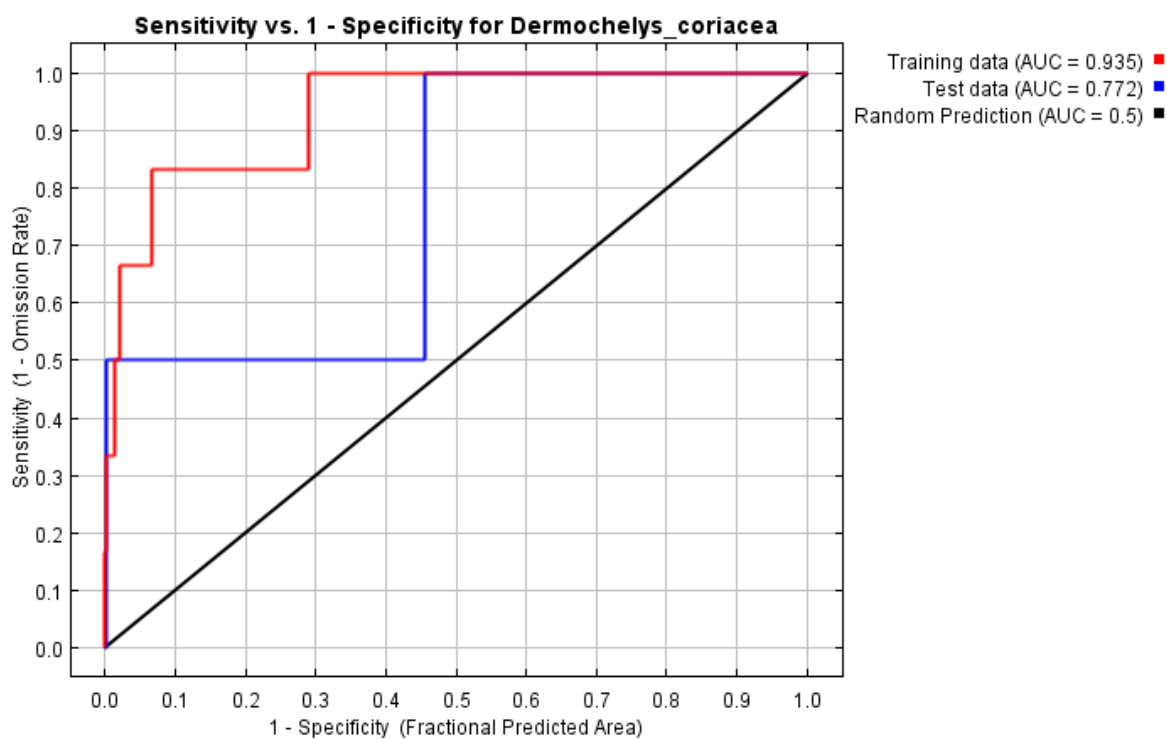


Fig. 21 Gráfico de sensibilidad vs especificidad para *Dermochelys coriacea*

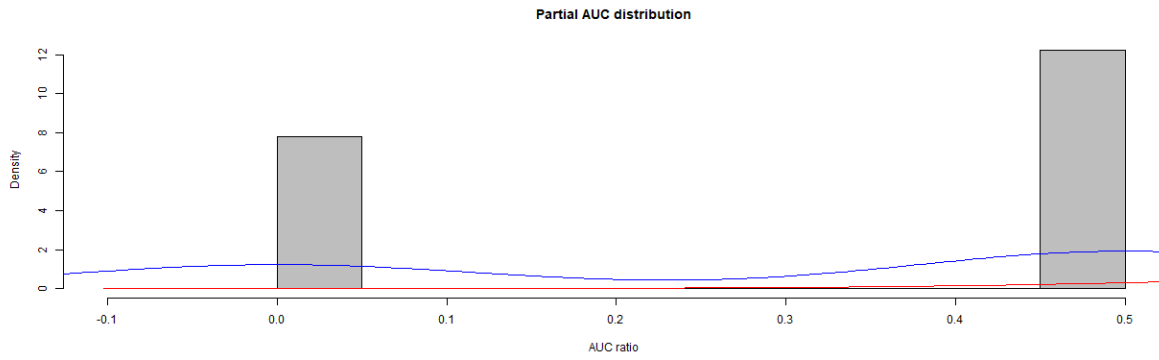


Fig. 22 Gráfico de distribución de AUC presente para *Dermochelys coriacea*

Distribucion potencial presente de *Puffinus opisthomelas*

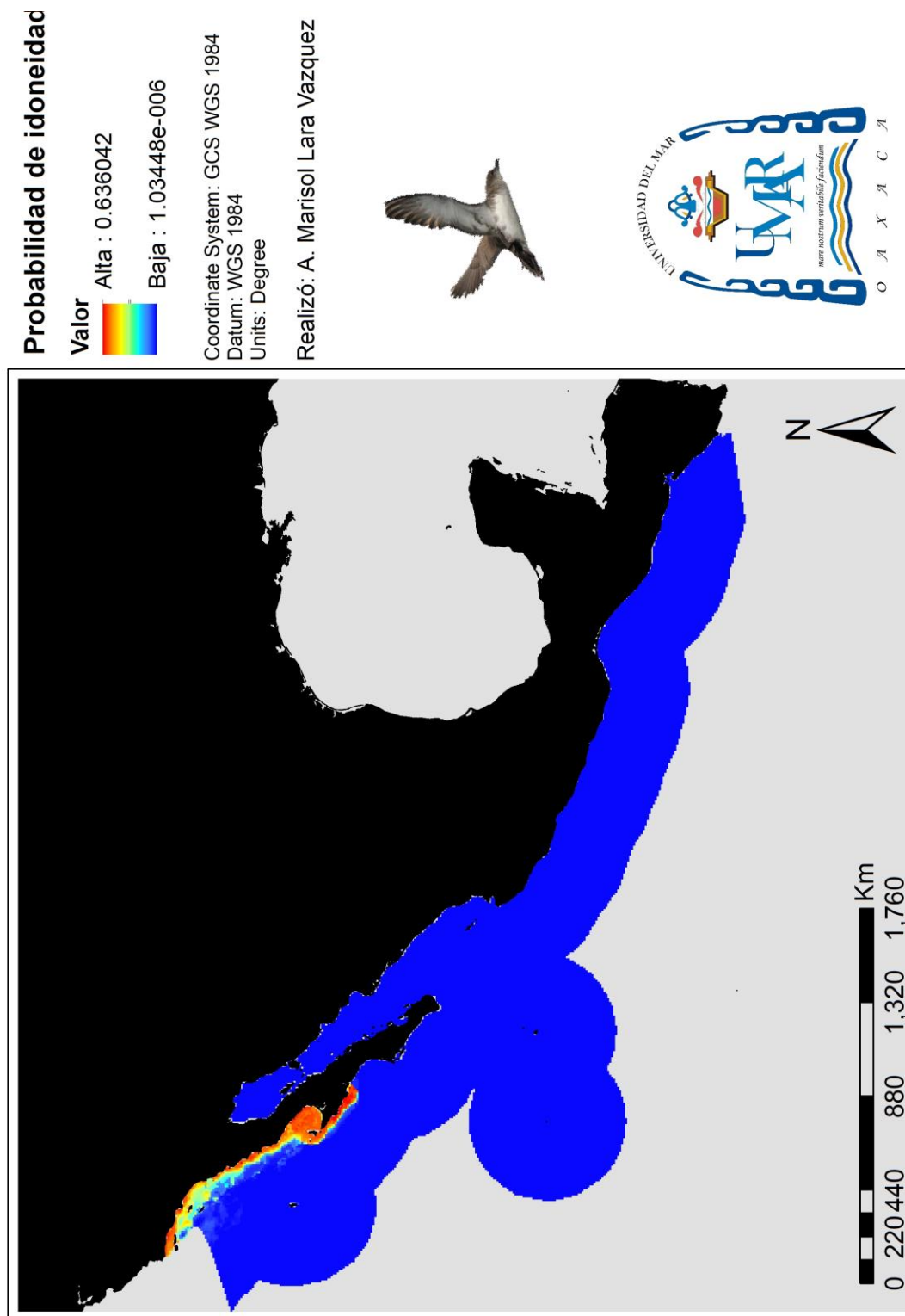


Fig. 23 Representación de la distribución potencial presente (2000-2019) para *Puffinus opisthomelas*

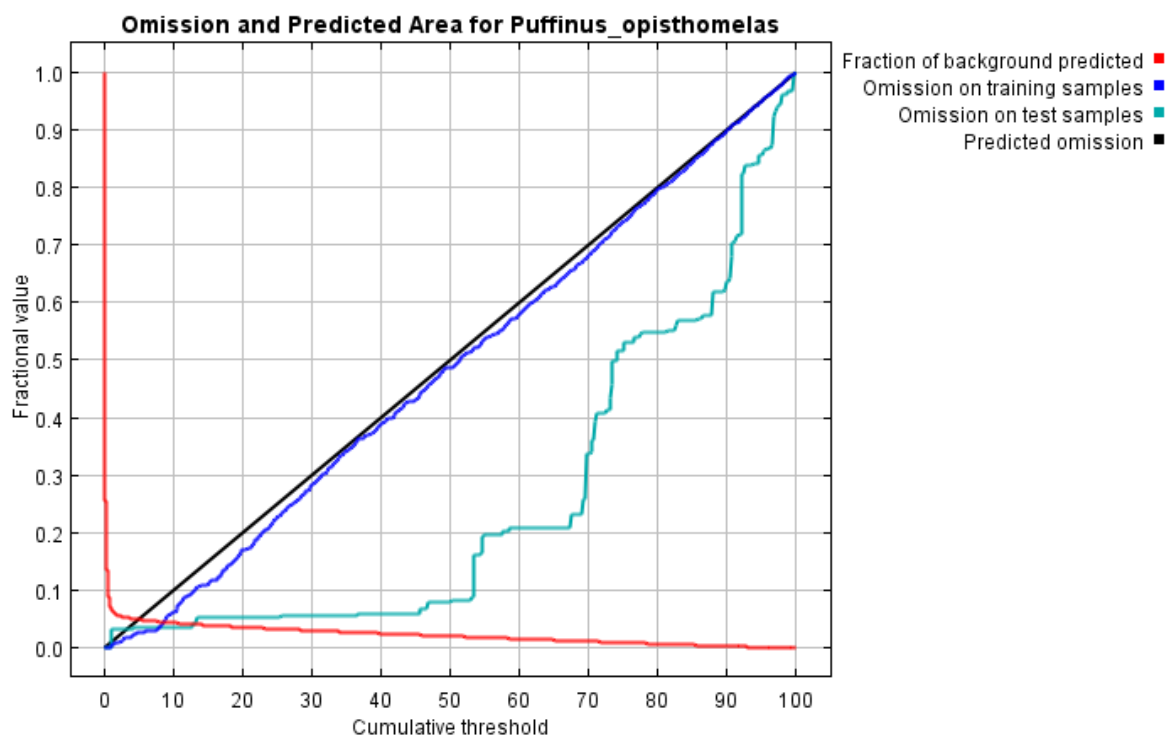


Fig. 24 Gráfico de omisión y área predicha para *Puffinus opisthomelas*

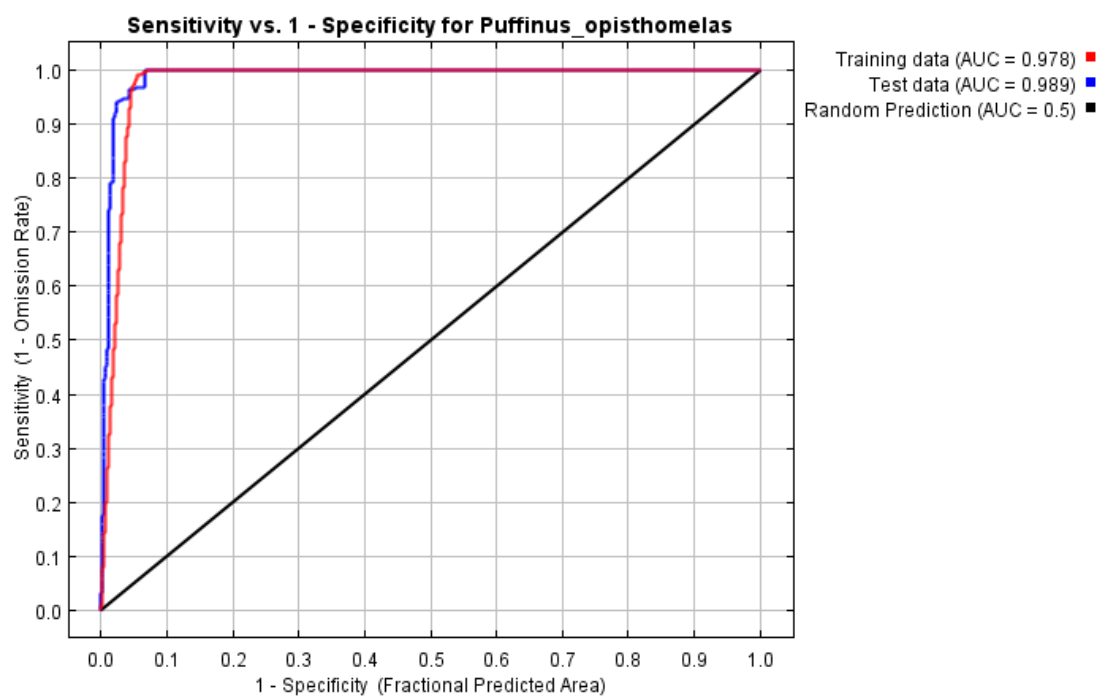


Fig. 25 Gráfico de sensibilidad vs especificidad para *Puffinus opisthomelas*

Distribution of AUC ratios

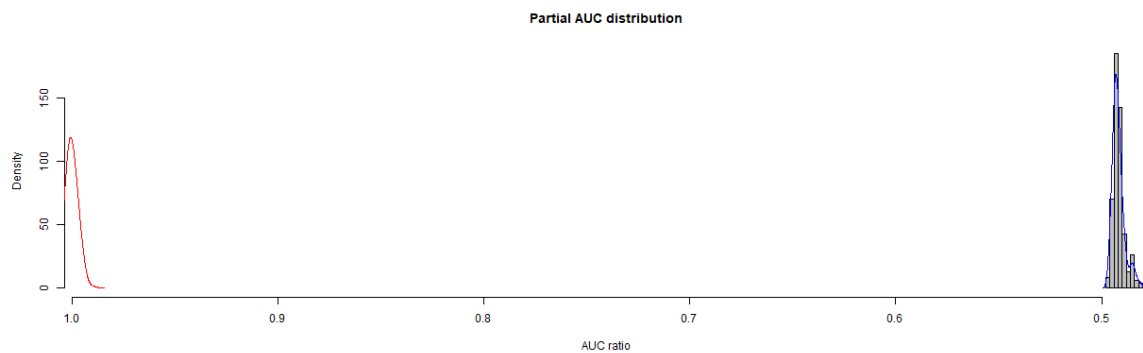


Fig. 26 Distribución de AUC parcial

Distribucion potencial presente de *Pseudorca crassidens*

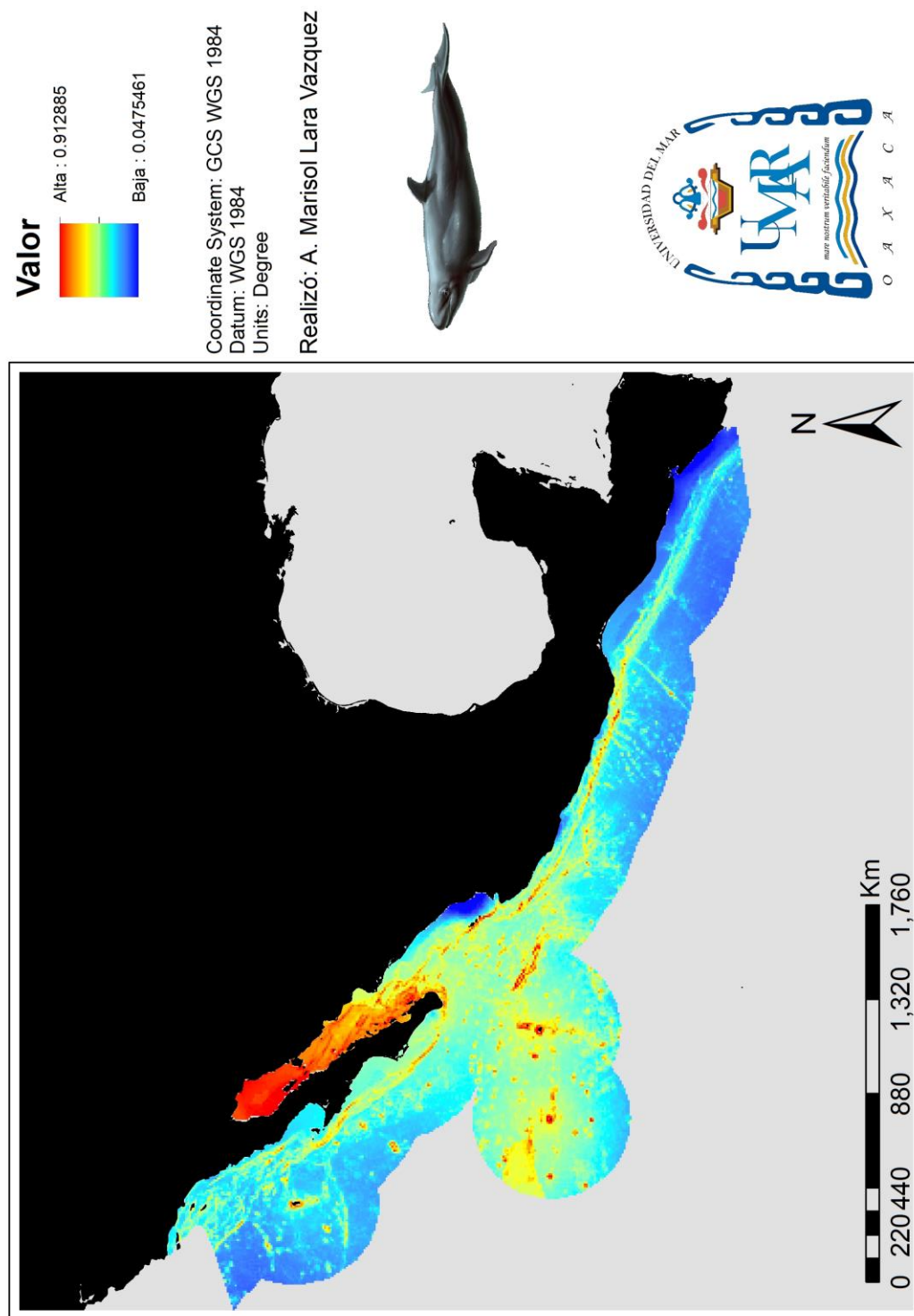


Fig. 27 Representación de la distribución potencial presente para *Pseudorca crassidens*

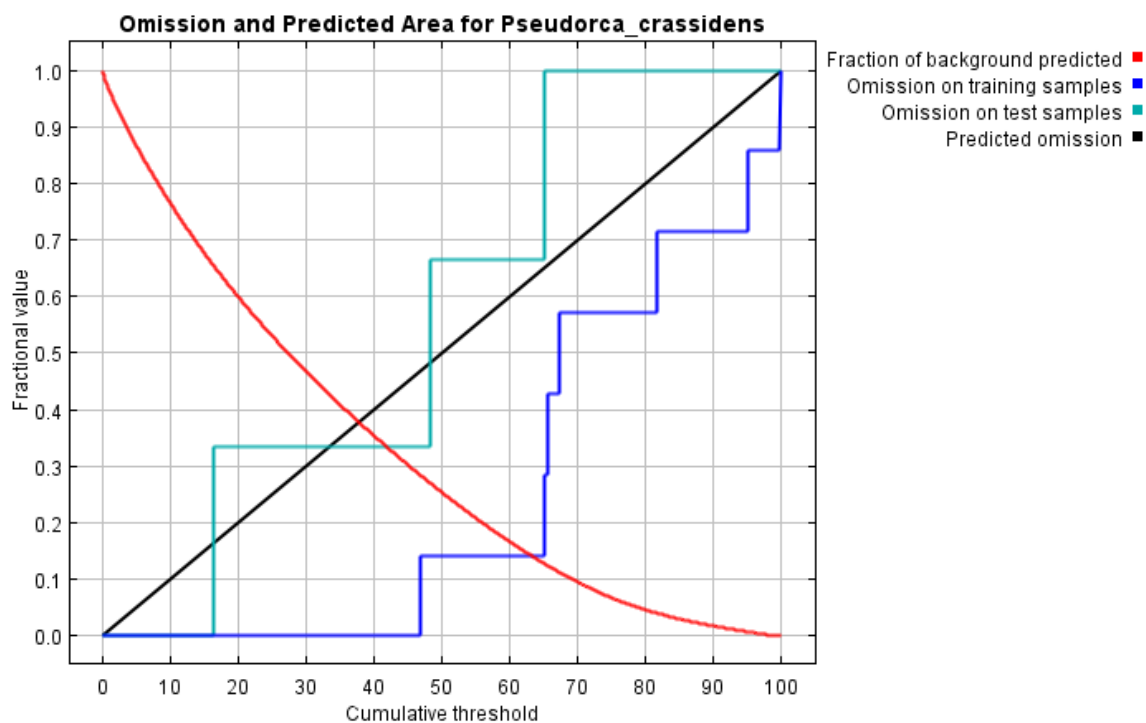


Fig. 28 Gráfico de omisión y área predicha para *Pseudorca crassidens*

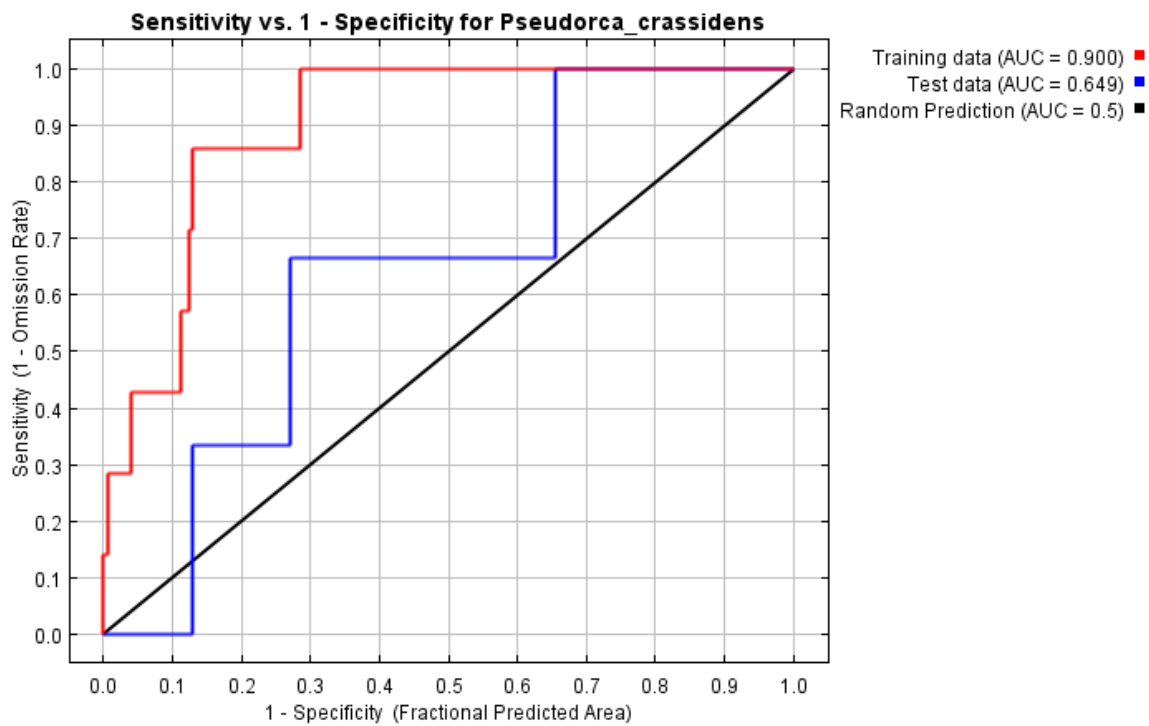
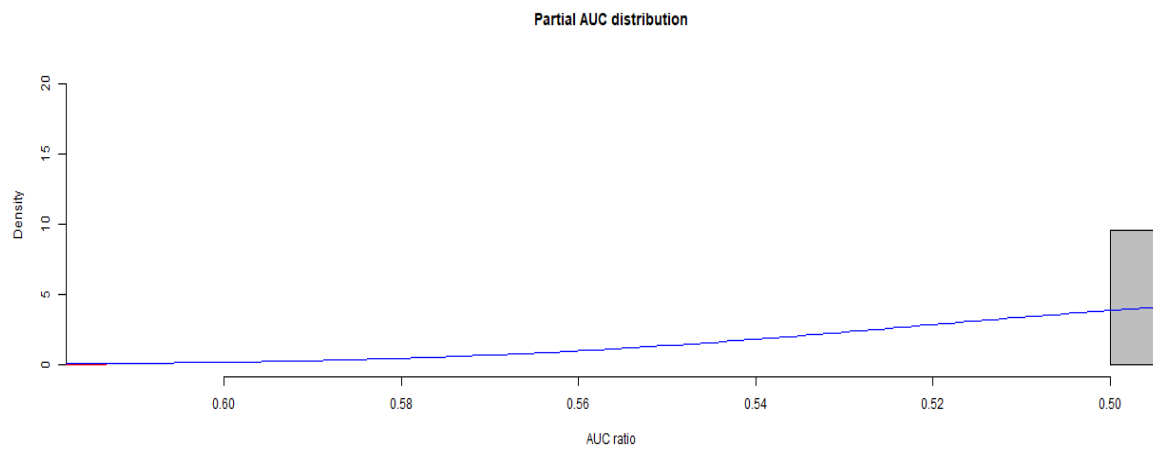


Fig. 29 Gráfico de sensibilidad vs especificidad para *Pseudorca crassidens*

Distribution of AUC ratios



Distribución potencial en tiempo futuro

En concordancia con los modelos anteriores y con base en ellos al ser un referente de calibración, se realizaron los modelos a futuro (2100) para cada una de las tres especies buscando, de igual manera, se busca un valor de $AUC \geq 0.80$ con el objetivo de obtener un “buen” modelo (Araujo *et al.* 2005).

Primeramente, se proyectó el modelo futuro para *D. coriacea* (Fig. 36), la distribución potencial pierde idoneidad al presentar una menor probabilidad de avistamiento cerca de la costa de toda el área de estudio, aunque gana extensión de distribución futura. Con esta información podemos estimar que presentaría reducción en su nicho al considerarse menos probable su presencia en la zona de estudio. De acuerdo al gráfico de omisión (Fig. 37) se observa que solo toca la línea de omisión predicha en la mayoría de los datos de prueba. Por el contrario, el gráfico de sensibilidad y especificidad (Fig. 38) arroja valores de $AUC = 0.842$ para los datos de entrenamiento y $AUC = 0.894$ para los datos de prueba lo que da como resultado un “buen modelo” (Araujo *et al.* 2005). Por último, en la evaluación de Roc Parcial (Fig. 39) no presenta un verdadero ajuste de la curva con la presencia de la especie.

Posteriormente, se modeló para el tiempo futuro a *P. opisthomelas* (Fig. 40) teniendo como resultado, al igual que las dos especies anteriores, una reducción de su nicho ecológico. Al tener presencias solamente del área de distribución reproductiva, nos enfocamos solamente a un área reducida que se concentra en un 95% en Isla natividad, BC al tratarse de especies de islas que se encuentran en un medio de alta fragilidad y vulnerabilidad para mantener su nicho por la alta probabilidad de presentar especies invasoras (Aguirre-Muñoz *et al.* 2010). De acuerdo al gráfico de omisión (Fig. 41) se obtuvo un mejor ajuste tanto para los datos de entrenamiento como para los datos de prueba, lo que coincide con la evaluación arrojada por el

siguiente gráfico de sensibilidad y especificidad (Fig. 42) la cual dio un valor de AUC= 0.959 para los datos de entrenamiento y AUC= 0.953 con lo que obtenemos un modelo "excelente" (Araujo *et al.* 2005). Finalmente, para el gráfico de ROC parcial (Fig. 43) al igual que en el modelo de calibración presenta un buen ajuste de la curva con las presencias por lo que presenta una correcta clasificación.

Finalmente, se realizó la proyección a tiempo futuro de *P. crassidens* (Fig. 44) en la cual se observa la perdida en la distribución del hábitat idoneo al presentarse ahora en forma de parches de distribución, pero siendo consistente con la profundidad y la distancia de la costa las cuales fueron las variables que presentaron mayor contribución, lo que se mantiene a lo largo de toda el área de estudio. La mayor pérdida de probabilidad de presencia se encuentra al alejarse de las costas y mantenerse en la zona pelágica, distribución que solo había sido observada en el sur de Estados Unidos de acuerdo a la distribución geográfica presentada por la IUCN. De acuerdo al gráfico de omisión (Fig. 45) podemos observar que no se ajusta perfectamente al área predicha, sin embargo, presenta un mejor ajuste en los datos de entrenamiento que en los datos de prueba. En el caso del gráfico de sensibilidad y especificidad (Fig. 46) arroja valores de AUC= 0.776 para los datos de entrenamiento y AUC= 0.769 para los datos de prueba lo que nos da un modelo "aceptable" (Araujo *et al.* 2005), por último, la evaluación del Roc parcial (Fig. 47) tiende al ajuste de las presencias a partir de la curva.

Distribucion potencial futura de *Dermochelys coriacea*

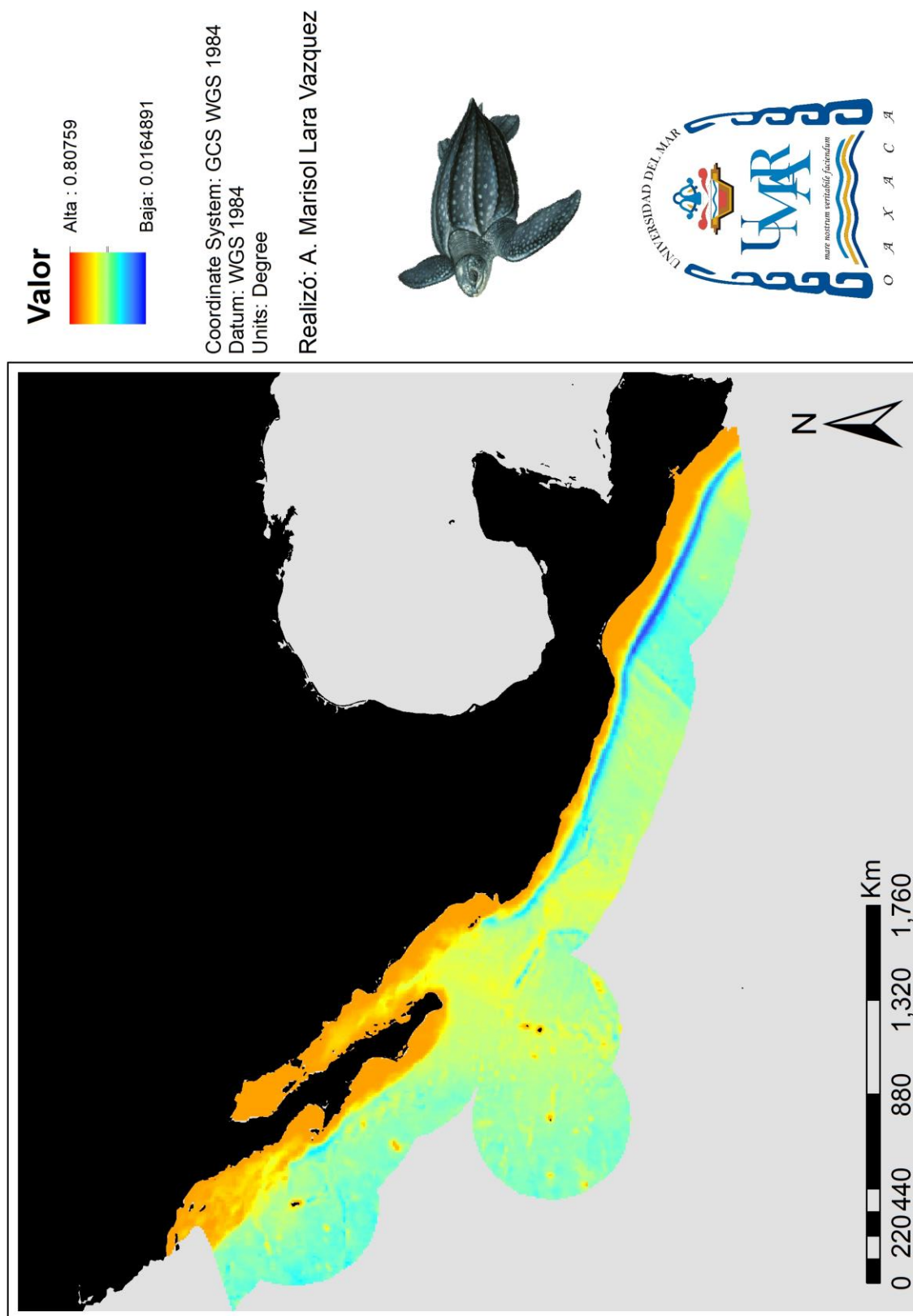


Fig. 30 Representación de la distribución potencial futura (2100) para *Dermochelys coriacea*

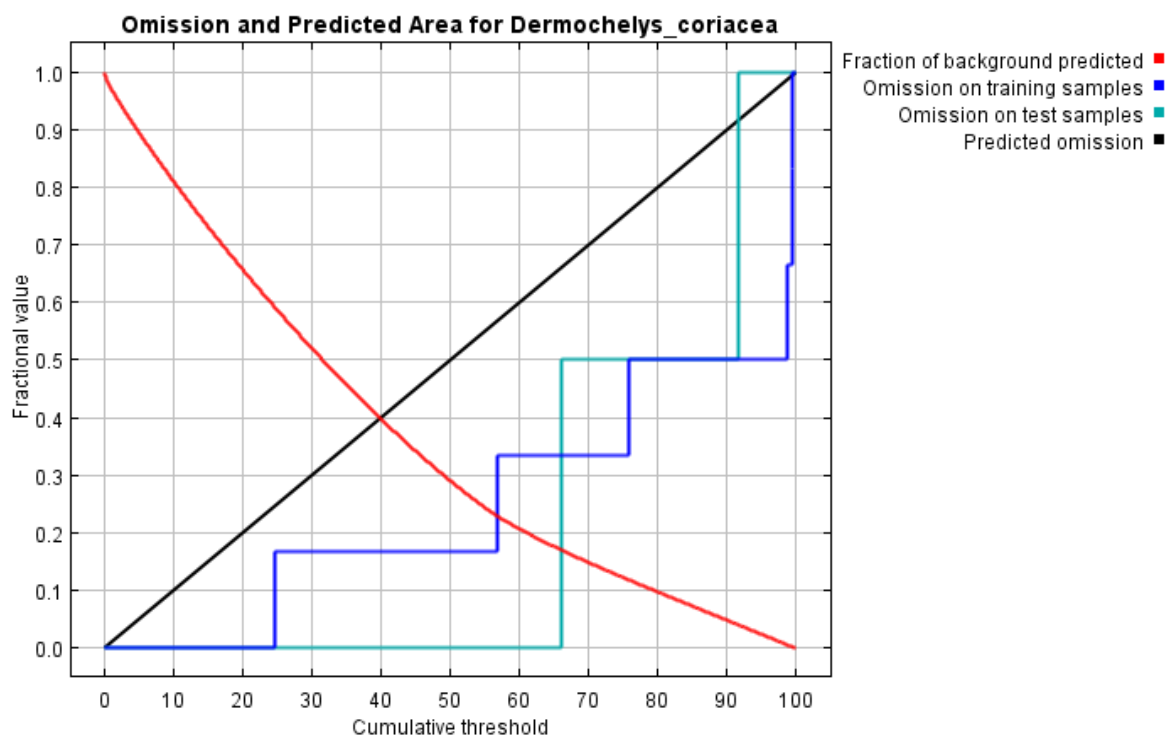


Fig. 31 Gráfico de omisión y área predicha para *Dermochelys coriacea*

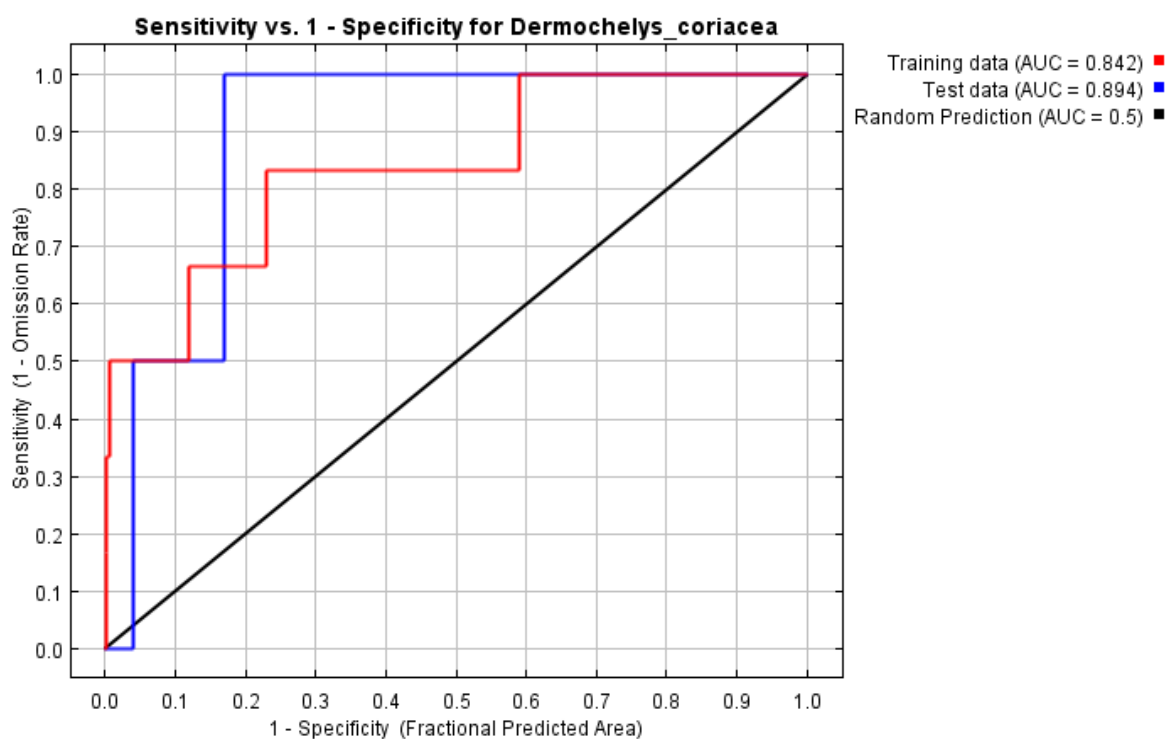


Fig. 32 Gráfico de sensibilidad vs especificidad para *Dermochelys coriacea*

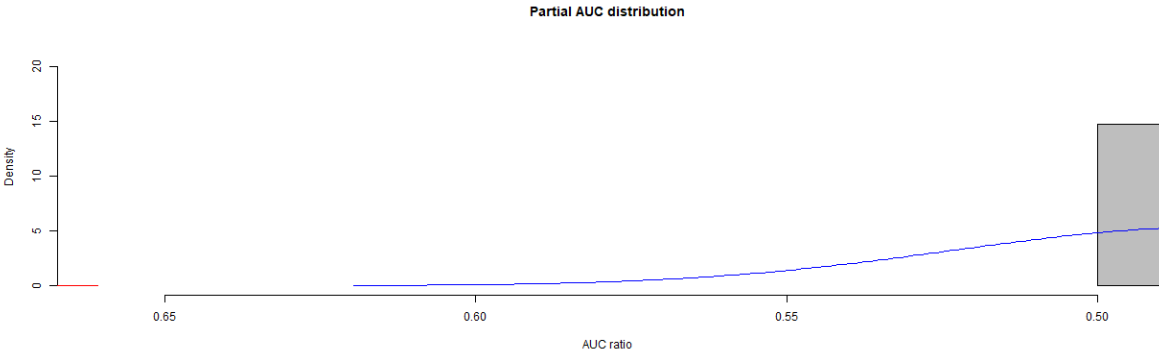


Fig. 33 Gráfico de distribución de AUC parcial

Distribucion potencial futura de *Puffinus opisthomelas*

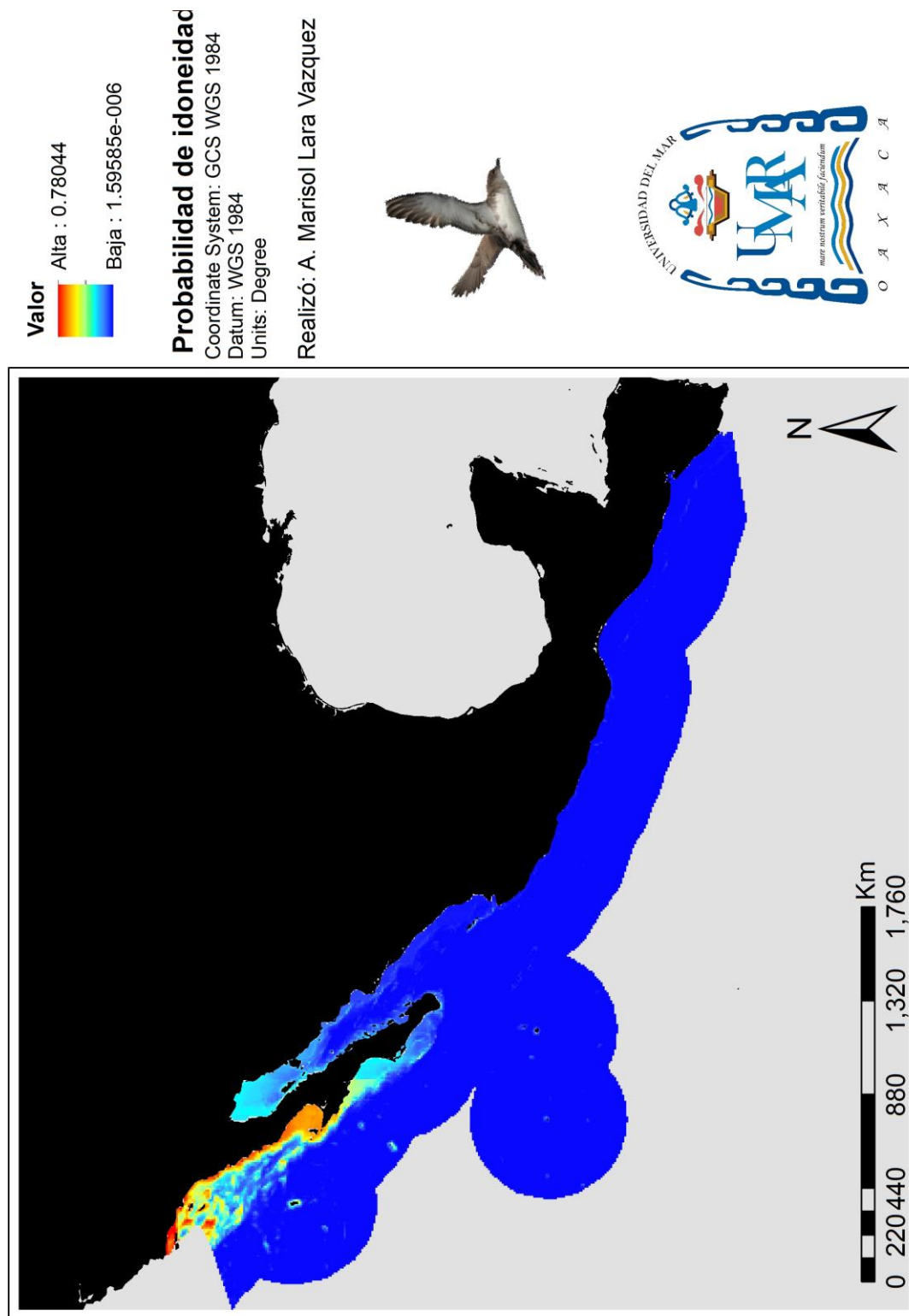


Fig. 34 Representación de la distribución potencial futura (2100) para *Puffinus opisthomelas*

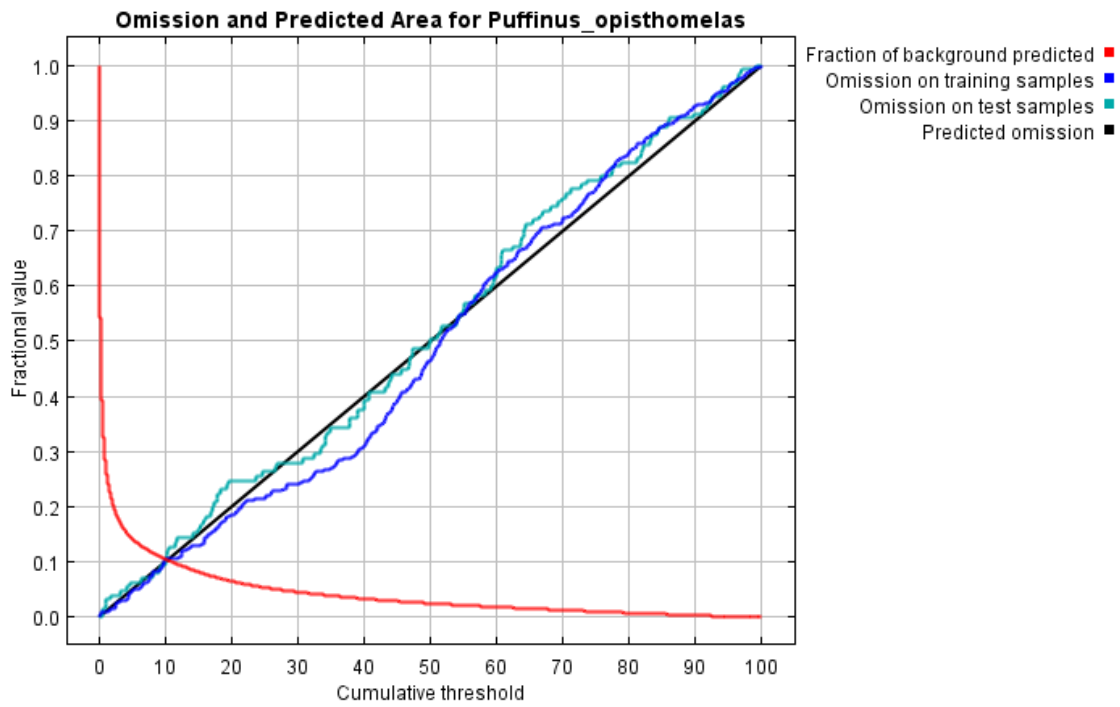


Fig. 35 Gráfico de omisión y área predicha para *Dermochelys coriacea*

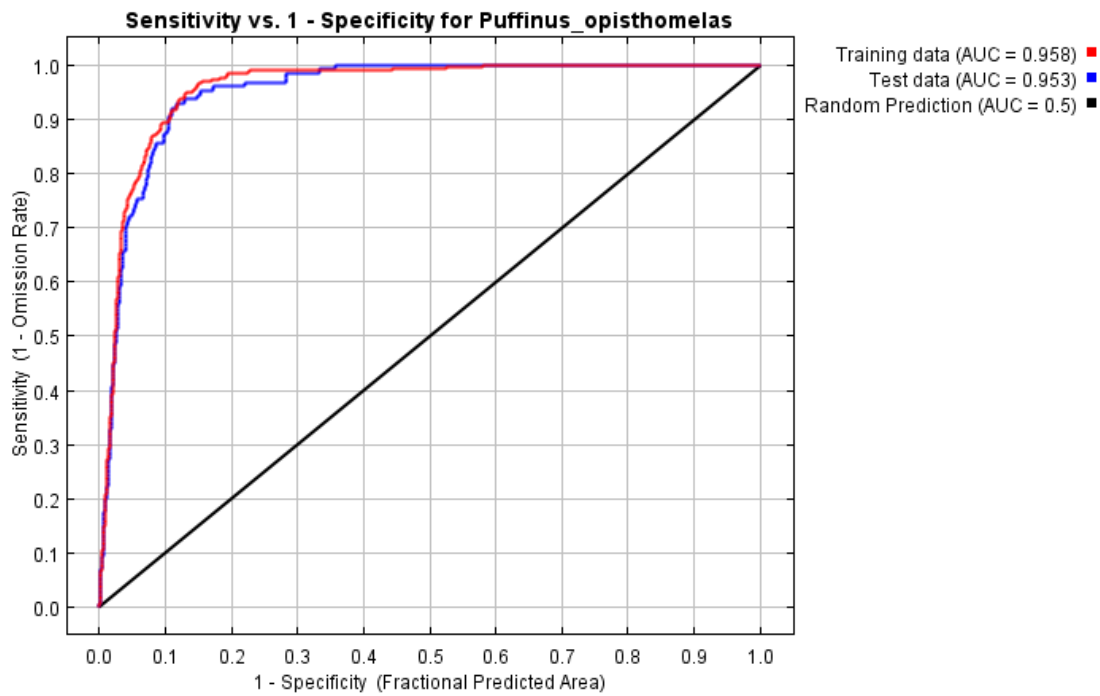


Fig. 36 Gráfico de sensibilidad vs especificidad para *Puffinus opisthomelas*

Distribution of AUC ratios

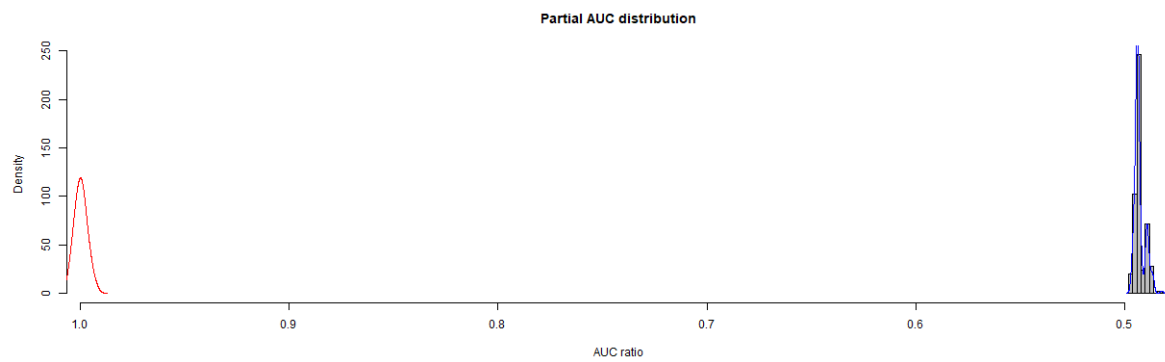


Fig. 37 Gráfico de distribución de AUC parcial

Distribucion potencial futura de *Pseudorca crassidens*

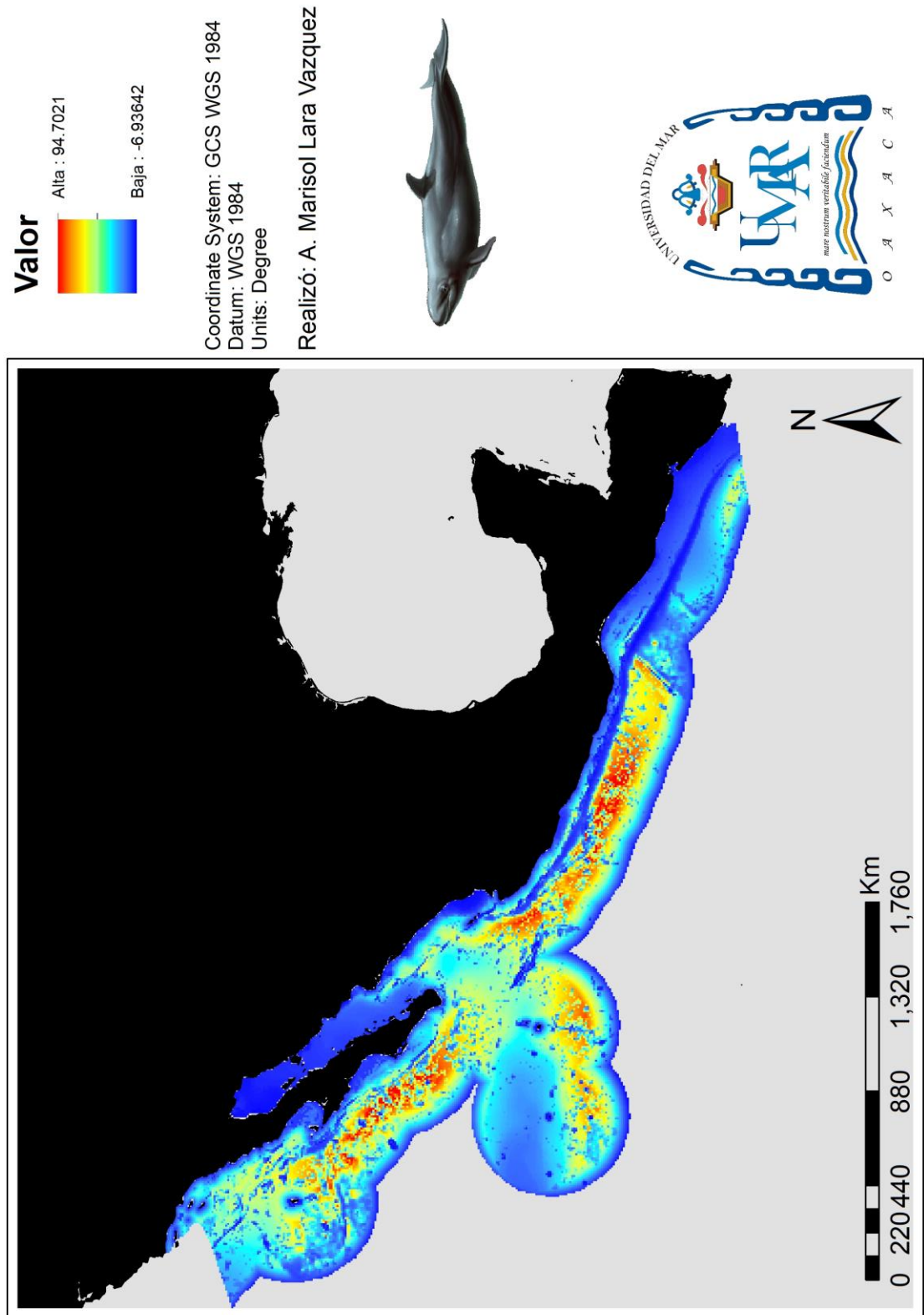


Fig. 38 Representación distribución potencial futura para *Pseudorca crassidens*

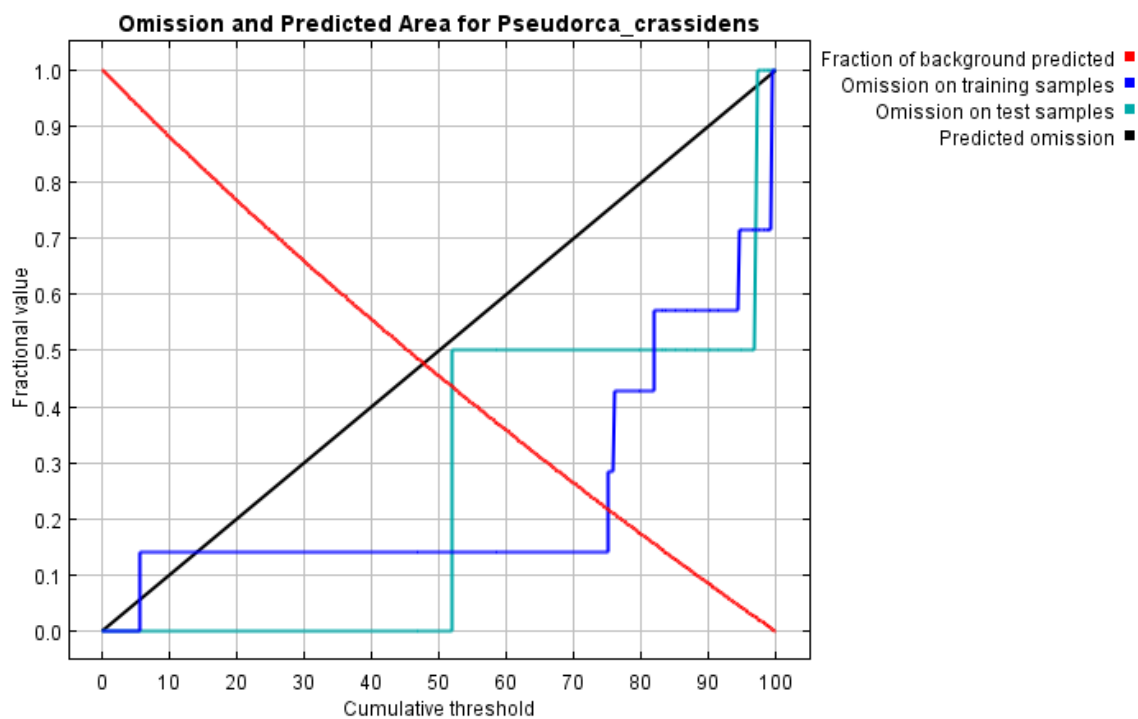


Fig. 39 Gráfico de omisión y área predicha para *Puffinus opisthomelas*

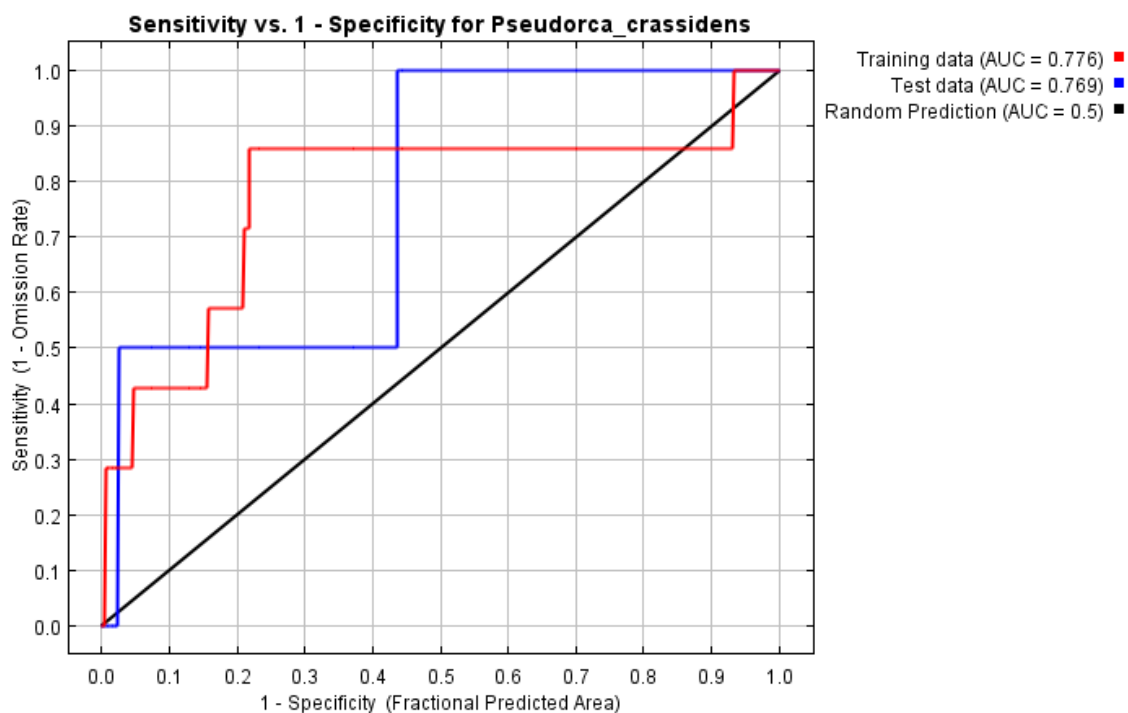


Fig. 40 Gráfico de sensibilidad vs especificidad para *Pseudorca crassidens*

Distribution of AUC ratios

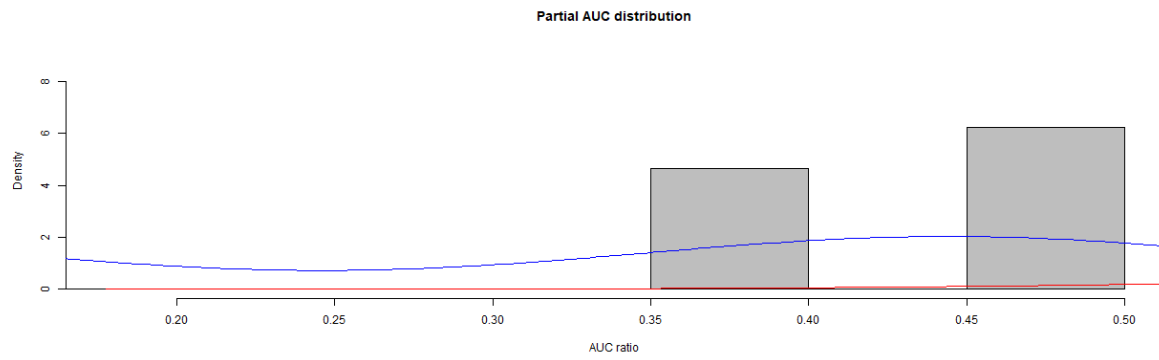


Fig. 41 Distribución de AUC parcial

Perfiles Bioclimáticos

Dermochelys coriacea

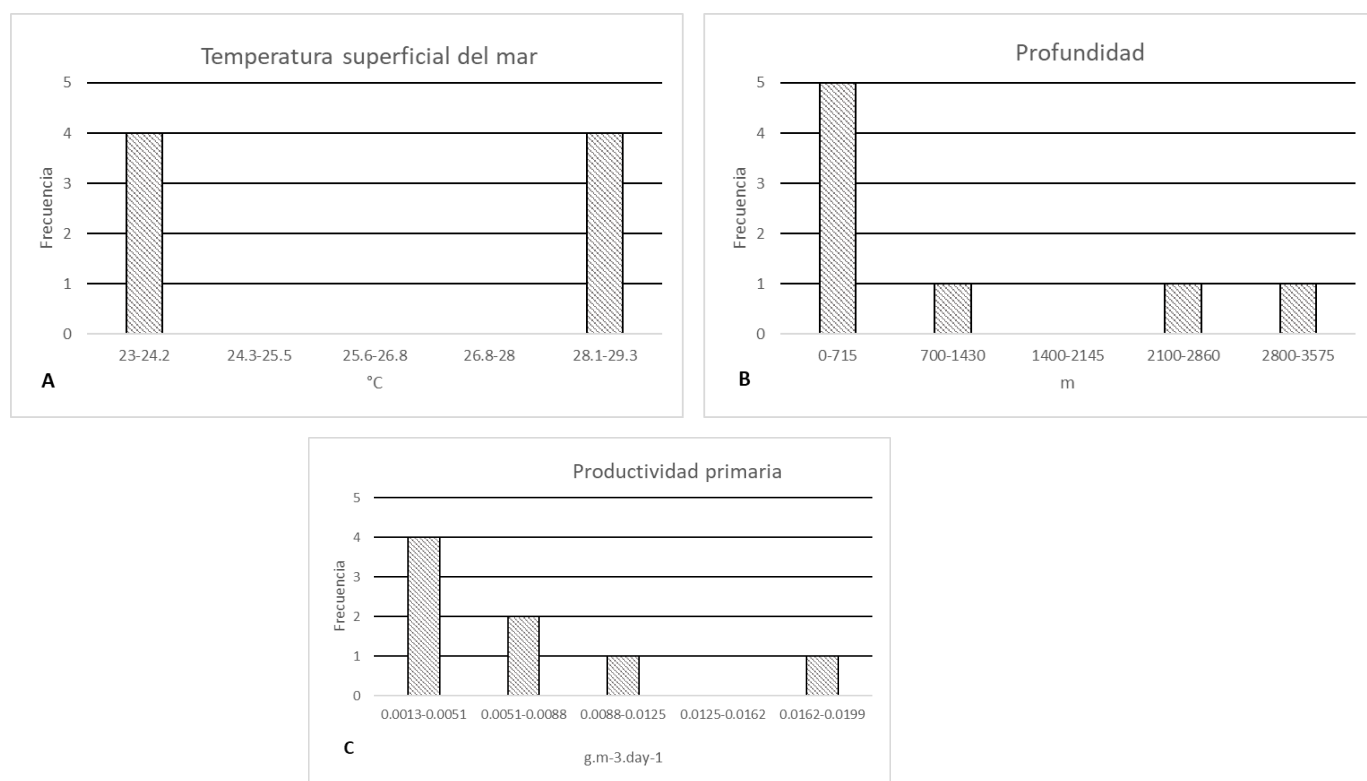


Fig. 48. Perfiles bioclimáticos de A) Temperatura superficial del mar, B) Profundidad, C) Productividad primaria

Para el caso de *D. coriacea* (Fig. 49) al tener pocas presencias influye en el rendimiento de los modelos y por consiguiente de los perfiles, la mayoría de ella denotan la idoneidad para esta especie, considerando a la TSM con los valores más bajos y los más altos con 23-24.2 y 28.1-29.3, prefiere profundidades de 1-715m y, finalmente, 0.0013-0.0051 g.m-3⁻¹.

Puffinus opisthomelas

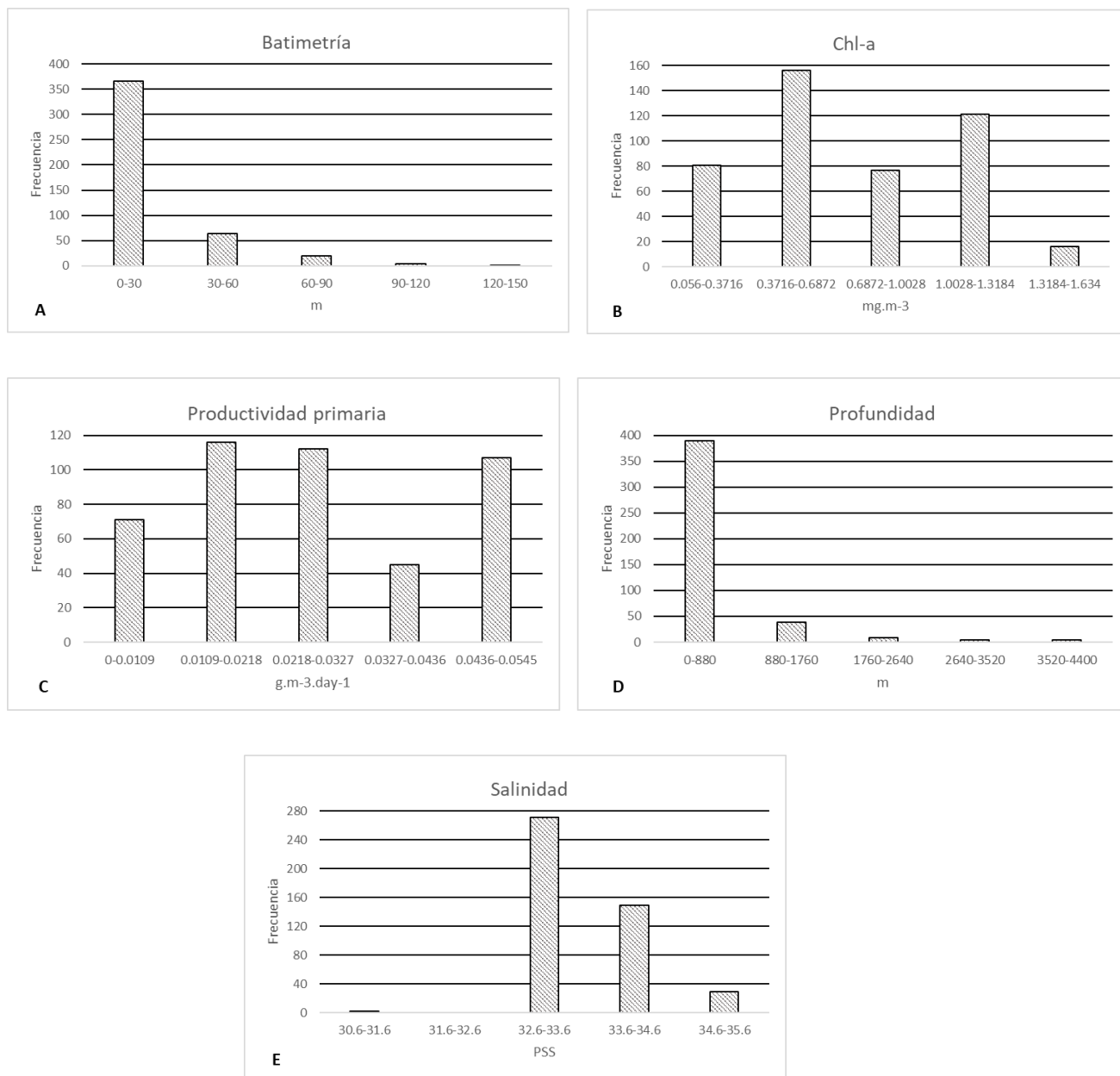


Fig. 49 Perfiles bioclimáticos de A) Batimetría, B) Chl-a, C) Productividad primaria, D) Profundidad y D) Salinidad.

Del mismo modo, para *P. opisthomelas* (Fig. 50) obtuvimos perfiles mucho más claros, arrojando información más precisa sobre su área de distribución idónea dado que la cantidad de presencias para esta especie es superior a las otras dos especies incluidas en este trabajo. Con lo que consideramos que las condiciones idóneas son: Batimetría entre 0-30m, chl 0.3716-0.7862, para el caso de Pprimaria tenemos mucho mayor amplitud entre 0.0109-0.0545 g.m⁻³ y profundidad entre 0.880 m y, por último, salinidad entre 32.6-33.6 PSS. Esta claridad en la idoneidad de los perfiles, contribuyó el mejor rendimiento de los modelos para la especie.

Pseudorca crassidens

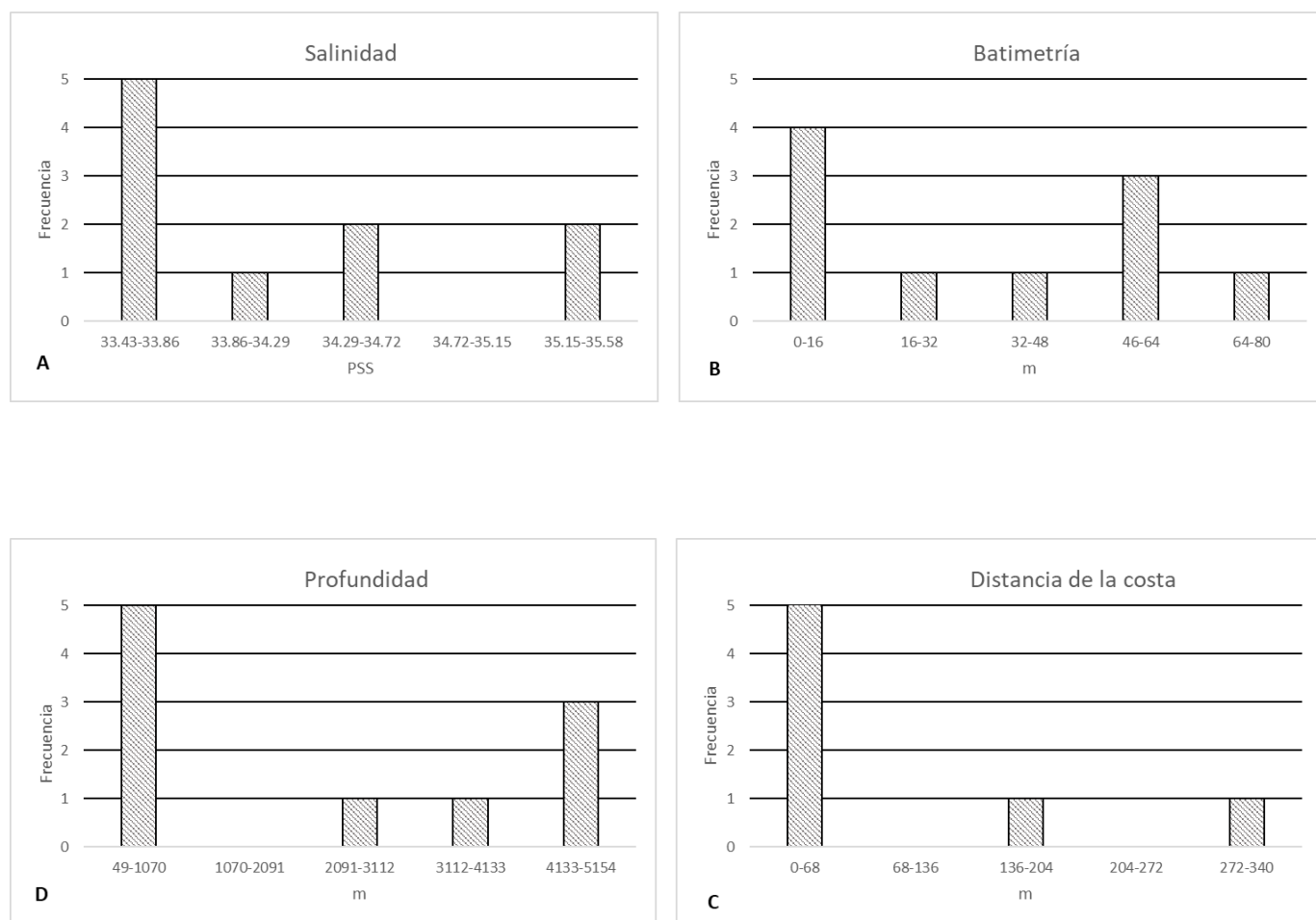


Fig. 50. Perfiles bioclimáticos de A) Salinidad, B) Batimetría, C) Profundidad y D) Distancia de la costa.

Dentro de los perfiles bioclimáticos para *P. crassidens*, (Fig. 48) podemos observar las cuatro variables que fueron tomadas para su modelo. Con base en estos datos tenemos una mayor proporción de presencia en salinidades bajas entre 33.43-33.86, profundidad entre 49-1070 y, por último, la mayor cantidad de presencias a no más de 69 m de la costa.

A pesar de la poca cantidad de presencias para esta especie las cuales si influyeron en el rendimiento de los modelos podemos tener un perfil bastante cercano a las variables ambientales idóneas para la falsa orca.

Discusión

Los resultados muestran cómo el nicho actual de *D. coriacea* se concentra con una mayor probabilidad a lo largo de la costa del Pacífico mexicano, salvo la parte norte y central de la costa occidental de la península de Baja California, con la mayor probabilidad en la porción norte y oriental del golfo de California, y costa occidental del sur de la península (figura 24). Se observa claramente como en el Pacífico tropical de México, la mayor probabilidad de nicho tiene como límite una franja paralela a la costa, que resulta ser la trinchera mesoamericana.

Para el futuro, la mayor probabilidad de encontrar el nicho ecológico de esta tortuga coincide de manera general con la probabilidad en la actualidad, con la diferencia de que las mayores probabilidades se darían a lo largo de la totalidad de la costa del Pacífico mexicano. Si bien las probabilidades se muestran menores en este escenario futuro, hay una región más amplia del océano donde potencialmente podría distribuirse esta especie. Ello puede significar que en el futuro la distribución potencial de la tortuga laúd abarcaría una mayor área pelágica, pero con probabilidades más bajas. Por ende, podría esperarse que el calentamiento del mar, aunado a variaciones en otras variables oceanográficas, implicaría una menor probabilidad de encontrar el nicho ecológico de esta especie en el futuro (a 100 años). Esto significa que, en el futuro, *D. coriacea* podría encontrar un área mayor de distribución potencial, pero con probabilidades de encontrar un nicho adecuado más bien bajas.

Resalta que, al igual que para el modelo del nicho ecológico en el presente, la región de la trinchera mesoamericana presenta bajas o nulas probabilidades de encontrar el nicho adecuado para esta especie. Ello puede deberse a que se trata de una zona con grandes profundidades, lo

que presenta masas de agua con condiciones diferentes a aquellas en la zona pelágica y costera vecinas o por otro lado a la abundancia y/o presencia de alimento, específicamente de la familia Scyphomedusae , lo que influenciaría el aporte energético enfocado a esa actividad (Hays *et al.* 2004) y que se encuentran más fácilmente donde se han encontrado ecosistemas dinámicos y altamente productivos (Benson *et al.* 2007). Sin embargo, esto contrasta con otros modelos donde se ha encontrado que la variable que define la distribución de *D. coriacea* es la temperatura superficial del mar (Peavey & Crowder 2010).

El nicho ecológico para el tiempo presente de *D. coriacea* estaría influenciado principalmente, de acuerdo a los modelos realizados, por la profundidad y la temperatura superficial del mar. Para el futuro, las variables que más contribuyen con el modelo es la profundidad, y posteriormente la temperatura superficial del mar. La importancia de la profundidad radica en la naturaleza de los registros muy cercanos a la costa y sobre la temperatura superficial del mar es indicativa de un factor limitante para una especie no propiamente endoterma. Con respecto a la profundidad, es consistente con la observación que se ha hecho con respecto a la baja o nula probabilidad de nicho en la región de la trinchera mesoamericana.

Para el caso de *P. opisthomelas*, la probabilidad de encontrar el nicho ecológico para la distribución de esta especie se concentra en la parte central de la costa occidental de la península de Baja California, particularmente en la región de la Bahía Vizcaíno, la isla Cedros y la isla Natividad, donde se concentra la mayor colonia reproductiva (Soldatini *et al.* 2019) (fig. 28). En el modelo a futuro se observa una situación semejante a la descrita con *D. coriacea*, con un área reducida, con respecto al modelo en el presente, en cuanto a la mayor probabilidad de encontrar el nicho ecológico para esta especie.

En el nicho ecológico presente, la profundidad, clorofila y Carbono orgánico particulado, resultaron las variables que mayor aportaron al modelo final. En el futuro fueron, al igual que para *D. coriacea*, la profundidad y la temperatura superficial del mar. Las aves y mamíferos marinos se encuentran consistentemente en el Pacífico tropical, incluyendo residentes, estacionales y migrantes (Ballance *et al.* 2006) lo que coincide con el modelo de nicho para *P. opisthomelas*, que considera, al menos para México, un área de anidación exclusiva en las islas de la península de Baja California.

Para el caso de *P. crassidens*, las mayores probabilidades de encontrar el nicho ecológico en el presente se localizan en el Golfo de California (principalmente en el norte), así como en áreas pequeñas a lo largo de la región pelágica de la costa central del Pacífico mexicano, hacia la región del Archipiélago de Revillagigedo y la franja correspondiente a la trinchera mesoamericana (fig. 32). Las variables ambientales que mayor aportaron al modelo fueron la distancia a la costa, batimetría y profundidad (fig. 23). Estas tres variables están relacionadas con la topografía y relieve marino. Paradójicamente, se observa la mayor probabilidad de nicho en el alto Golfo de California, con una baja profundidad, y ciertos puntos a lo largo de la trinchera mesoamericana, que presenta grandes profundidades. Por ello, es importante considerar distintas variables en los modelos, a fin de sesgar los resultados por alguna variable en particular.

En contraste con lo reportado para la tortuga laúd y pardela mexicana, la distribución de las probabilidades del nicho a futuro de la falsa orca no coinciden con las modeladas para el presente. El golfo de California muestra una muy baja o nula probabilidad de nicho, así como en torno a las islas Revillagigedo y zona de la trinchera mesoamericana (fig. 44). En este escenario futuro, se observan mayores probabilidades en la región pelágica

o lejos de la costa. Esta pérdida de idoneidad coincide con la disminución del área para algunos mamíferos marinos como consecuencia del alto impacto de origen antropogénico y el efecto que tendrá sobre su distribución (Alter *et al.* 2015).

Las bajas probabilidades de encontrar el nicho ecológico de la tortuga laúd en el futuro, pueden representar un enorme reto para la aclimatación de esta especie de reptil, con limitadas capacidades de termorregulación.

Para el caso de *D. coriacea* y *P. opisthomelas*, se observa que en el límite norte de nuestra área de estudio hay una probabilidad mayor de encontrar el nicho ecológico en el escenario futuro. Ello puede indicar un desplazamiento hacia el norte de México en el nicho ecológico de estas especies, lo cual es consistente con la idea de que el calentamiento global será mayor en latitudes bajas y medias, incluyendo las costas de México.

Resalta el drástico cambio entre los escenarios presente y futuro en la distribución potencial de *P. crassidens*, lo que podría obligar a esta especie a modificar sustancialmente su distribución en el futuro.

Los resultados del MNE para *P. opisthomelas*, *P. crassidens* y *D. coriacea* en el presente arrojó valores de ≥ 0.80 AUC con la primera evaluación arrojada por Maxent lo que indica que los modelos tienen un correcto poder predictivo (Araujo *et al.* 2005).

Cabe resaltar que el recabado de las presencias de las especies junto con la región “M” referida a nuestra área de estudio, arroja el primer resultado al observar que, para el caso particular de *D. coriacea* se encuentra presente en la península de Baja California, lo que contrasta con lo reportado por IUCN (Rosales-Nanduca *et al.* 2011). Al presentarse una desactualización de los datos de las presencias para *D. coriacea*.

En algunas especies de mamíferos marinos se ha reportado qué variables ambientales tales como la concentración de clorofila y la temperatura superficial del mar pueden estar directamente involucradas con sus patrones de distribución (Cañadas *et al.* 2002). Sin embargo, este estudio difiere de lo encontrado para estos mamíferos marinos ya que, para *P. crassidens* se consideró Temperatura superficial del mar, pero se descartó en el proceso de correlación de las variables ambientales, por otro lado, no se encontró literatura suficiente que diera sustento a la clorofila como variable involucrada directamente en la distribución de la especie.

La distribución potencial obtenida a partir del modelo de nicho coincide con la distribución geográfica obtenida para *P. opisthomelas* y para *P. crassidens* por lo que su distribución podría estar limitada por parámetros abióticos (Munguía *et al.* 2008).

Aves marinas y cetáceos suelen estar en el tope de las cadena alimenticia lo que conlleva a que las interacciones que tienen con las variables oceanográficas sea de manera indirecta (Ballance *et al.* 2006) de esta manera, la selección de las variables ambientales dio lugar a esta premisa considerando para estos dos grupos de amniota las características de sus interacciones de manera indirecta como su alimento, sitio de migración o lugar de anidación, entre otras.

Existe una gran cantidad de estudios dedicados a la conservación de la tortuga Laúd enfocados en su mayoría a la escasez de playas de anidación, factor que fue descartado de este trabajo. Sin embargo, al ser una de las etapas importantes dentro del ciclo de vida de *D. coriacea* considerar su fase de anidación conforme al cambio climático podría aportar esta interacción al modificar la distribución de la especie de acuerdo a las playas

donde se lleva a cabo la anidación (Pike 2013). Al integrar el modelo de nicho y la distribución potencial a la conservación de la especie se podrían agregar distintos factores como el cambio climático y cambio de uso de suelo, entre otros para aumentar la efectividad en la estrategias de conservación (Forester *et al.* 2013), en el declive de su población y su inminente extinción (Spotila *et al.* 2000).

En las tres especies se presentó una pérdida importante de idoneidad de hábitat para el 2100 mismo que se reporta para el modelo con el escenario A2 al igual de reportar un mejor ajuste en el modelos usando MCG (Modelos de Circulación Global) que con los escenarios de emisiones de CO² del IPCC (Forester *et al.* 2013)

En la contribución individual de cada uno de los factores ambientales, predominan, para el caso de *P. crassidens* la distancia de la costa. Esta variable fue la que mostró mayor probabilidad de encontrar a la orca falsa ligada a zonas costeras de igual manera, se encontraron resultados similares para algunas especies de delfines, donde sus registros empataban en la zona pelágica (do Amaral *et al.* 2015).

Existen algunos otros factores que han limitado la distribución de las especies de ocupar totalmente su distribución potencial como cuestiones históricas o la fragmentación del hábitat (Munguía *et al.* 2008) lo que coincide con la distribución potencial de *D. coriacea* al considerarse como idóneo la mayor parte de las costa del Pacífico mexicano, pero que se encuentra fragmentado en muchas de las playas en las que se lleva a cabo la anidación.

Con el fin de considerar la efectiva estimación de nicho se deben de considerar los errores de omisión cuando se tienen muestras pequeñas, para tortugas marinas (Hawkes *et al.* 2007) lo que concuerda con el bajo rendimiento en el modelo de nicho para *D. coriacea*.

Se pudo observar que los modelos tienen a mejores evaluaciones dependiendo directamente de la cantidad de registros que se obtienen para cada una de las especies, ya que Maxent tiende a considerar con mayor probabilidad las zonas donde se conjuntan un mayor número de registros de presencias.

Los resultados son consistentes con la utilidad reflejada en los modelos de nicho ecológico, al definir y detallar la distribución de animales marinos, los cuales son difíciles de obtener datos precisos de presencias (Guisan *et al.* 2006).

Conclusiones

Los modelos de nicho ecológico son herramientas de suma importancia para trabajar con bases de datos existentes para así, dentro de muchos otros productos, obtener la distribución potencial. El nicho realizado implica que la distribución de las especies se debe a que las características ambientales se encuentran en el rango de tolerancia de las especies, aunque estas ocupan sólo una porción del espacio del nicho potencial.

Al realizar el recabado de datos se observó el gran número de bases de datos de acceso libre de presencias de especies marinas, y en este trabajo se evidenció que la recopilación de estas bases puede arrojar presencias viables donde no se habían reportado antes, como en el caso de *D. coriacea* en el mapa de distribución geográfica de IUCN.

A pesar de la poca cantidad de datos con las que se pueda trabajar tiene mayor peso la calidad de estos datos además del correcto filtrado y obtención de las variables ambientales, para obtener un modelo con menor grado de incertidumbre.

Con el objetivo de evidenciar el aumento/disminución o conservadurismo de nicho de las diferentes especies, como respuesta a los cambios ambientales, se realiza una proyección al pasado o al futuro. Con base en lo anterior, hay una innumerable fuente de variables ambientales hacia al pasado y el futuro, en el caso del futuro y de los objetivos de la investigación se pueden elegir distintos escenarios en donde se puede hacer evidente el impacto de origen antropogénico. Con lo que a este trabajo respecta, se evidenció este cambio en la idoneidad de nicho por efecto del cambio climático a partir de los escenarios de emisiones de CO² de origen antropogénicos desarrollados por el IPCC para el 2050 y 2100.

Se eligieron variables ambientales relacionadas con las características que afectan directamente o indirectamente a cada una de las tres especies, las variables ambientales presentes y futuras no cambiaron en su importancia hacia las especies con la finalidad de obtener un modelo mucho más ajustado.

La obtención de las variables para el modelo de nicho futuro fue compleja, ya que al ser estimaciones de las variables ambientales presentes se evitó que estas variables se encontraran correlacionadas entre sí para un mejor desempeño del algoritmo. Sin embargo, variables estáticas que dependían de factores batimétricos o geográficos prevalecieron sin cambios tanto para el modelo presente como para el modelo futuro.

La variable ambiental de mayor importancia para *P. crassidens* fue distancia de la costa, la que evidenció en los dos modelos al presentarse en la zona costera del Pacífico y en su proyección alejándose de ella por el efecto del cambio climático. En el caso de *D. coriacea* la profundidad fue su variable de más importancia y presentó mayor número de avistamientos en la zona costera, ya que sus registros se encuentran ligados a su presencia en las playas de anidación o en sus cercanías. *P. opisthomelas* fue la especie con mayor número de datos al final del filtrado y de mejor calidad debido a su origen, la variable que más afectó en su distribución fue el carbono orgánico particulado, sin embargo, se tuvo que descartar al no tener su equivalente en la proyección a futuro por lo que la variable con mayor aporte fue Clorofila *a*, concentrándose el mayor número de presencias en valores bajos.

Al considerarse a la tortuga laúd como una especie en peligro crítico en el caso particular de la población del Pacífico (Hutchinson *et al.* 2009), la interpretación correcta del modelo de nicho ecológico y su distribución potencial podrían considerarse como precursores hacia un mejor manejo de las políticas de conservación de esta especie. En comparación con la pardela mexicana o la falsa orca que no se encuentran en esta categoría de riesgo, pero que cuentan igualmente con hábitats restringidos.

Los modelos de nicho presentados en este trabajo refieren solamente a una etapa del ciclo de vida de las especies, por lo que el caracterizar todo el ciclo de vida de estas especies sería la elección ideal para obtener un modelo de nicho totalmente detallado.

Actualmente carecemos de variedad de variables ambientales en su búsqueda por la recreación del nicho ecológico, tanto para el tiempo presente como futuro. Este paso es importante para el correcto desarrollo del modelo de nicho razón por la cual la construcción y resultados muestran muchas limitaciones. Por esta razón se consideraron especies totalmente marinas, enfocándonos en las etapas del ciclo de vida con igual característica. La carencia en las proyecciones de las variables ambientales redujo las probabilidades de un mejor ajuste de los modelos para el tiempo futuro.

Los modelos de nicho ecológico presentan debilidades para las cuales cada uno de los pasos de ensamblado y selección de cada uno de los componentes debe de ser de calidad, si no se realiza un buen modelo de calibración (presente) las proyecciones al pasado o al futuro serán muy vagas y poco ajustadas.

Referencias

- Aguirre-Muñoz, A., Bezaury Creel, J., De la Cueva, H., March Mifust, I., Recagno Peters, E., Rojas Gonzalez de Castilla, S., & Santos del Padro Gasca, K. 2010. *Islas de México un recurso estratégico*.
- Albores-Barajas, Y. V., Soldatini, C., Ramos-Rodríguez, A., Alcalá-Santoyo, J. E., Carmona, R., & Dell'Omo, G. (2018). A new use of technology to solve an old problem: Estimating the population size of a burrow nesting seabird. *PloS one*, 13(9), e0202094.
- Albores-Barajas, Y. V., de la Cueva, A., Soldatini, C., Carmona, R., Pérez, V. A., Martínez-Gómez, J. E., & Velarde, E. (2020). Challenges and Priorities for Seabird Conservation in Northwestern Mexico. *Waterbirds*, 43(1), 1-16.
- Alonso, M. K., Pedraza, S. N., Schiavini, A. C. M., Goodall, R. N. P., & Crespo, E. A. 1999. Stomach contents of false killer whales (*Pseudorca crassidens*) stranded on the coasts of the Strait of Magellan, Tierra del Fuego. *Marine Mammal Science*, 15(3), 712-724.
<https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1999.tb00838.x>
- Amador, J. A., Alfaro, E. J., Lizano, O. G., & Magaña, V. O. 2006. Atmospheric forcing of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography*, 69(2-4), 101-142.
<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2006.03.007>
- Araujo, M., Pearson, R., Thuiller, W., & Erhard, M. 2005. Validation of species-climate impact models under climate change. *Global Change Biology*, 11(9), 1504-1513. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001000.x>
- Assis, J., Tyberghein, L., Bosch, S., Verbruggen, H., Serrão, E. A., & De Clerck, O. 2018. Bio-ORACLE v2.0: Extending marine data layers for bioclimatic modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 27(3), 277-284.

<https://doi.org/10.1111/geb.12693>

Austin, P. C., & Tu, J. V. 2004. Bootstrap Methods for Developing Predictive Models. *American Statistician*, 58(2), 131–137.

<https://doi.org/10.1198/0003130043277>

Baldwin, R. A. 2009. Use of maximum entropy modeling in wildlife research. *Entropy*, 11(4), 854–866. <https://doi.org/10.3390/e11040854>

Ballance, L. T., Pitman, R. L., & Fiedler, P. C. 2006. Oceanographic influences on seabirds and cetaceans of the eastern tropical Pacific: A review.

Progress in Oceanography, 69(2–4), 360–390.

<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2006.03.013>

Basher, Z., Bowden, D. A., & Costello, M. J. 2018. GMED: Global Marine Environment Datasets for environment visualisation and species distribution modelling. *Earth System Science Data Discussions*, July, 1–62. <https://doi.org/10.5194/essd-2018-64>

Benson, S. R., Forney, K. A., Harvey, J. T., Carretta, J. V., & Dutton, P. H. 2007. Abundance, distribution, and habitat of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) off California, 1990–2003. *Fishery Bulletin*, 105(3), 337–347.

Bombosch, A., Zitterbart, D. P., Van Opzeeland, I., Frickenhaus, S., Burkhardt, E., Wisz, M. S., & Boebel, O. 2014. Predictive habitat modelling of humpback (*Megaptera novaeangliae*) and Antarctic minke (*Balaenoptera bonaerensis*) whales in the Southern Ocean as a planning tool for seismic surveys. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 91, 101–114.

<https://doi.org/10.1016/j.dsr.2014.05.017>

Cañadas, A., Sagarminaga, R., & García-Tiscar, S. 2002. Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research*

Papers, 49(11), 2053–2073. [https://doi.org/10.1016/S0967-0637\(02\)00123-1](https://doi.org/10.1016/S0967-0637(02)00123-1)

- Chen, I. C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B., & Thomas, C. D. 2011. Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science*, 333(6045), 1024–1026. <https://doi.org/10.1126/science.1206432>
- do Amaral, K. B., Alvares, D. J., Heinzemann, L., Borges-Martins, M., Siciliano, S., & Moreno, I. B. 2015. Ecological niche modeling of *Stenella* dolphins (Cetartiodactyla: Delphinidae) in the southwestern Atlantic Ocean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 472, 166–179. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2015.07.013>
- Doyle, T. K. 2007. Leatherback Sea Turtles (*Dermochelys coriacea*) in Irish waters. *Irish Wildlife Manuals*, 32, N.
- Dutton, P. H., Bowen, B. W., Owens, D. W., Barragan, A., & Davis, S. K. 1999. Global phylogeography of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*). *Journal of Zoology*, 248(3), 397–409. <https://doi.org/10.1017/S0952836999007116>
- Eguchi, T., Benson, S. R., Foley, D. G., & Forney, K. A. 2017. Predicting overlap between drift gillnet fishing and leatherback turtle habitat in the California Current Ecosystem. *Fisheries Oceanography*, 26(1), 17–33. <https://doi.org/10.1111/fog.12181>
- El-Gabbas, A., & Dormann, C. F. 2018. Wrong, but useful: regional species distribution models may not be improved by range-wide data under biased sampling. *Ecology and Evolution*, 8(4), 2196–2206. <https://doi.org/10.1002/ece3.3834>
- Elith, J., H. Graham, C., P. Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., J. Hijmans, R., Huettmann, F., R. Leathwick, J., Lehmann, A., Li, J., G. Lohmann, L., A. Loiselle, B., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M.,

- Nakazawa, Y., McC. M. Overton, J., Townsend Peterson, A., ... E. Zimmermann, N. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129-151.
<https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>
- Elith, J., Kearney, M., & Phillips, S. 2010. The art of modelling range-shifting species. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(4), 330-342.
<https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2010.00036.x>
- Elizabeth Alter, S., Meyer, M., Post, K., Czechowski, P., Gravlund, P., Gaines, C., Rosenbaum, H. C., Kaschner, K., Turvey, S. T., Van Der Plicht, J., Shapiro, B., & Hofreiter, M. 2015. Climate impacts on transocean dispersal and habitat in gray whales from the Pleistocene to 2100. *Molecular Ecology*, 24(7), 1510-1522.
<https://doi.org/10.1111/mec.13121>
- Elton, C. 1927. *Animal Ecology* (1st ed.). Sidgwick and Jackson.
- Ferguson, M. C., Barlow, J., Fiedler, P., Reilly, S. B., & Gerrodette, T. 2006. Spatial models of delphinid (family Delphinidae) encounter rate and group size in the eastern tropical Pacific Ocean. *Ecological Modelling*, 193(3-4), 645-662. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.10.034>
- Feria Arroyo, T. P., Sánchez-Rojas, G., Ortiz-Pulido, R., Calixto Pérez, E., Dale, J. M., Duberstein, J. N., Lara, C., & Valencia-Herverth, J. 2013. Estudio del cambio climático y su efecto en las aves en México: enfoques actuales y perspectivas futuras. *Huitzil*, 14(1), 47-55.
<https://doi.org/10.28947/hrmo.2013.14.1.173>
- Forester, B. R., Dechaine, E. G., & Bunn, A. G. 2013. Integrating ensemble species distribution modelling and statistical phylogeography to inform projections of climate change impacts on species distributions. *Diversity and Distributions*, 19(12), 1480-1495.
<https://doi.org/10.1111/ddi.12098>

- Fuller, T., Morton, D. P., & Sarkar, S. 2008. Incorporating uncertainty about species' potential distributions under climate change into the selection of conservation areas with a case study from the Arctic Coastal Plain of Alaska. *Biological Conservation*, 141(6), 1547-1559.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.03.021>
- Grinnell, J. 1924. Geography and evolution. *Ecology*, 5(3), 225-229.
- Guisan, A., Lehmann, A., Ferrier, S., Austin, M., Overton, J. M. C., Aspinall, R., & Hastie, T. 2006. Making better biogeographical predictions of species' distributions. *Journal of Applied Ecology*, 43(3), 386-392.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01164.x>
- Haro, D., Aguayo-Lobo, A., Blank, O., Cifuentes, C., Dougnac, C., Arredondo, C., Pardo, C., & Cáceres-Saez, I. 2015. A new mass stranding of false killer whale, *Pseudorca crassidens*, in the Strait of Magellan, Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 50(1), 149-155.
<https://doi.org/10.4067/s0718-19572015000100013>
- Hawkes, L. A., Broderick, A. C., Coyne, M. S., Godfrey, M. H., & Godley, B. J. 2007. Only some like it hot - Quantifying the environmental niche of the loggerhead sea turtle. *Diversity and Distributions*, 13(4), 447-457.
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00354.x>
- Hays, G. C., Houghton, J. D. R., Isaacs, C., King, R. S., Lloyd, C., & Lovell, P. 2004. First records of oceanic dive profiles for leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, indicate behavioural plasticity associated with long-distance migration. *Animal Behaviour*, 67(4), 733-743.
<https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2003.08.011>
- Hutchinson, B. J., IUCN, & Hutchinson, B. J. 2009. Leatherback Turtles and Climate Change. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 1-4.
- Ibarra-Montoya, José L. Rangel-Peraza, Gabriel A. González Farias, Fernando A. De Anda, J., Zamudio-Reséndiz, M. E., & Martínez-Meyer, Enrique

- Macias-Cuellar, H. 2010. Modelo de nicho ecológico para predecir la distribución potencial de fitoplancton en la Presa Hidroeléctrica Aguamilpa, Nayarit. México. *Revista Ambiente e Agua*, 5(3), 60-75.
<https://doi.org/10.4136/1980-993X>
- IPCC. 2013. Con la colaboración de: Cambio Climático: Bases Físicas. *Guía Resumida Del Quinto Informe de Evaluación Del IPCC*.
- Jacinto, B. 2009. Adaptación a los impactos del cambio climático en los humedales costeros del Golfo de México. In *Volumen I, SEMARNAT-INE*.
<http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Adaptación+a+los+impactos+del+cambio+climático+en+los+humedales+costeros+del+Golfo+de+México#0>
- Keitt, B. S., Tershy, B. R., & Croll, D. A. (2004). Nocturnal behavior reduces predation pressure on black-vented shearwaters *Puffinus opisthomelas*. *Marine Ornithology*, 32, 173-178.
- Keppel, G., Van Niel, K. P., Wardell-Johnson, G. W., Yates, C. J., Byrne, M., Mucina, L., Schut, A. G. T., Hopper, S. D., & Franklin, S. E. 2012. Refugia: Identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 21(4), 393-404.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00686.x>
- Kessler, W. S. 2006. The circulation of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography*, 69(2-4), 181-217.
<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2006.03.009>
- Lado, L., Tutores, P., Aguilar, N., Fern, M., & Laguna, L. 2018. *familia Balaenopteridae en las Islas Canarias en base a datos de ciencia cívica (Red CetAVist). Spatial modelling of the distribution of the family Balaenopteridae in the Canary Islands based on data from civic science (Red CetAvist). AUTORA : Lidia L.*
- Lara Uc, M. M., Mota-Rodriguez, C., & Lucero Silva, V. 2015. Conociendo a

- Dermochelys coriacea (Vandelli, 1761), la Tortuga Laúd. *Bioma*, 31(December).
- Lavín, M. F., Fiedler, P. C., Amador, J. A., Ballance, L. T., Färber-Lorda, J., & Mestas-Nuñez, A. M. 2006. A review of eastern tropical Pacific oceanography: Summary. *Progress in Oceanography*, 69(2-4), 391-398. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2006.03.005>
- Leatherwood, S., Reeves, R. R., Perrin, W. F., Evans, W. E., & Hobbs, L. 1988. *Ballenas, delfines y marsopas del Pacífico Nororiental y de las agudas árticas adyacentes*. 6, 245.
- Leopold, M. F. 1993. Ecological Studies in the Coastal Waters of Mauritania. In *Ecological Studies in the Coastal Waters of Mauritania*. <https://doi.org/10.1007/978-94-011-1986-3>
- Lopes, A. C., Vital, M. V. C., & Efe, M. A. 2014. Potential geographic distribution and conservation of audubon's shearwater, *Puffinus lherminieri* in brazil ana. *Papéis Avulsos de Zoología*, 54(19), 293-298.
- Louzao, M., Bécarea, J., Rodríguez, B., Hyrenbach, K. D., Ruiz, A., & Arcos, J. M. 2009. Combining vessel-based surveys and tracking data to identify key marine areas for seabirds. *Marine Ecology Progress Series*, 391, 183-197. <https://doi.org/10.3354/meps08124>
- Maciel, C., Manríquez, N., Octavio, P., & Sánchez, G. 2015. El   rea de distribución de las especies: revisión del concepto. *Acta Universitaria*, 25(2), 40-50. <https://doi.org/10.15174/au.201>
- Magaña-Rueda, V., Graizbord, B., Buenfil-Friedman, J., & Gómez-Mendoza, L. 2000. Escenarios de cambio climático y tendencias en la zona del Golfo de México. *Adaptacion a Los Impactos Del Cambio Climático En Los Humedales Costeros Del Golfo de México (Vol.2)*, 571-673.
- Martínez-Fernández, D., Montero-Cordero, A., & May-Collado, L. 2011.

- Cetáceos de las aguas costeras del Pacífico norte y sur de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 59(1), 283–290.
<https://doi.org/10.15517/rbt.v59i1.3197>
- Martínez, L. S., Barragán, A. R., Muñoz, D. G., García, N., Huerta, P., & Vargas, F. 2007. Conservation and biology of the leatherback turtle in the Mexican Pacific. *Chelonian Conservation and Biology*, 6(1), 70–78.
[https://doi.org/10.2744/1071-8443\(2007\)6\[70:CABOTL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2744/1071-8443(2007)6[70:CABOTL]2.0.CO;2)
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(4), 178–185. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.002>
- Meraz, J., Ancona, S., Rodríguez, C., & Drummond, H. 2013. Marine Science. *Journal of Marine Science*, 70, 1263–1272.
<https://doi.org/10.4135/9781412953924.n678>
- Meraz, J., & Becerril-Morales, F. 2004. Registro de un ejemplar varado de *Pseudorca crassidens* en Zipolite, Oaxaca, México. *Anales Del Instituto de Biología. Serie Zoología*, 75(1), 229–236.
- Meraz, J., & Sánchez-Díaz, V. M. 2008. Los mamíferos marinos en la costa central de Oaxaca. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 79(1), 143–151.
<https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2008.001.540>
- Monge-Nájera, J. 2008. Ecological biogeography: A review with emphasis on conservation and the neutral model. *Gayana*, 72(1), 102–112.
<https://doi.org/10.4067/S0717-65382008000100012>
- Munguía, M., Townsend Peterson, A., & Sánchez-Cordero, V. 2008. Dispersal limitation and geographical distributions of mammal species. *Journal of Biogeography*, 35(10), 1879–1887. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.01921.x>
- Navarro, A. G., Peterson, A. T., Nakazawa, Y. J., & Liebig-Fossas, I. 2003.

Colecciones biológicas, modelaje de nichos ecológicos y los estudios de biodiversidad. January, 115-122.

- Paladino, F. V., O'Connor, M. P., & Spotila, J. R. 1990. Metabolism of leatherback turtles, gigantothermy, and thermoregulation of dinosaurs. *Nature*, 344(6269), 855-860. <https://doi.org/10.1038/344858a0>
- PALMA-ORDAZ, S., & DELGADILLO-RODRÍGUEZ, J. 2014. DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE OCHO ESPECIES EXÓTICAS DE CARÁCTER INVASOR EN EL ESTADO DE BAJA CALIFORNIA, MÉXICO. *Botanical Sciences*, 92(4), 587-597.
- Peavey, L., & Crowder, L. 2010. *Predicting Pelagic Habitat with Presence-only Data using Maximum Entropy for Olive Ridley Sea Turtles in the Eastern Tropical Pacific. May*, 76.
- Pedroche, F. F., Rosas, L. E. A., & Dreckmann, K. M. 2008. *Catálogo de las algas benthónicas del Pacífico de México II . Phaeophycota* (Issue January).
- Perryman, W. L., & Foster, T. C. 1980. Preliminary report on predation by small whales, mainly the false killer whale *Pseudorca crassidens*, on dolphins (*Stenella* spp. and *Delphinus delphis*) in the eastern tropical Pacific. *Southwest Fisheries Center*.
- Peterson, T., Soberón, J., Pearson, R., Anderson, R., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., & Bastos Araújo, M. 2012. Ecological niches and geographic distributions. In *Choice Reviews Online* (Vol. 49, Issue 11). <https://doi.org/10.5860/choice.49-6266>
- Phillips, J. S., & Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(December 2007), 161-175. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05203.x>

- Phillips, S. B., Aneja, V. P., Kang, D., & Arya, S. P. 2006. Modelling and analysis of the atmospheric nitrogen deposition in North Carolina. *International Journal of Global Environmental Issues*, 6(2-3), 231-252. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3-4), 231-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Pike, D. A. 2013. Climate influences the global distribution of sea turtle nesting. *Global Ecology and Biogeography*, 22(5), 555-566. <https://doi.org/10.1111/geb.12025>
- Pironon, S., Villellas, J., Thuiller, W., Eckhart, V. M., Geber, M. A., Moeller, D. A., & García, M. B. 2018. The 'Hutchinsonian niche' as an assemblage of demographic niches: implications for species geographic ranges. *Ecography*, 41(7), 1103-1113. <https://doi.org/10.1111/ecog.03414>
- Plasencia-Vázquez, A. H., Escalona-Segura, G., & Esparza-Olgún, L. G. 2014. Modelación de la distribución geográfica potencial de dos especies de psitácidos neotropicales utilizando variables climáticas y topográficas. *Acta Zoológica Mexicana (N.S.)*, 30(3). <https://doi.org/10.21829/azm.2014.30372>
- Qiao, H., Soberón, J., & Peterson, A. T. 2015. No silver bullets in correlative ecological niche modelling: Insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(10), 1126-1136. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12397>
- Rosales-Nanduca, H., Gerrodette, T., Urbán-R., J., Cárdenas-Hinojosa, G., & Medrano-González, L. 2011. Macroecology of marine mammal species in the mexican pacific ocean: Diversity and distribution. *Marine Ecology Progress Series*, 431, 281-291. <https://doi.org/10.3354/meps09120>
- Sbrocco, E. J., & Barber, P. H. 2013. MARSPEC: ocean climate layers for

- marine spatial ecology. *Ecology*, 94(4), 979-979.
<https://doi.org/10.1890/12-1358.1>
- Schreiber, R. W., & Schreiber, E. A. 1984. Central pacific seabirds and the El Niño Southern Oscillation: 1982 to 1983 Perspectives. *Science*, 225(4663), 713-716. <https://doi.org/10.1126/science.225.4663.713>
- Soberón, J., & Miller, C. P. 2009. Evolución de los Nichos Ecológicos. *Miscelánea Matemática*, 49(November), 83-99.
- Soberón, J., Osorio-Olvera, L., & Peterson, T. 2017. Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2), 437-441.
<https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.03.011>
- Soberon, J., & Peterson, T. 2005. *INTERPRETATION OF MODELS OF FUNDAMENTAL ECOLOGICAL NICHES AND SPECIES ' DISTRIBUTIONAL AREAS*. 2, 1-10.
- Soldatini, C., Albores-Barajas, Y. V., Ramos-Rodriguez, A., Munguia-Vega, A., González-Rodríguez, E., Catoni, C., & Dell'Omo, G. 2019. Tracking reveals behavioural coordination driven by environmental constraints in the Black-vented Shearwater *Puffinus opisthomelas*. *Population Ecology*, 61(2), 227-239. <https://doi.org/10.1002/1438-390X.1024>
- Spalding, M. D., Fox, H. E., Allen, G. R., Davidson, N., Ferdaña, Z. A., Finlayson, M., Halpern, B. S., Jorge, M. A., Lombana, A., Lourie, S. A., Martin, K. D., McManus, E., Molnar, J., Recchia, C. A., & Robertson, J. 2007. Marine ecoregions of the world: A bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience*, 57(7), 573-583.
<https://doi.org/10.1641/B570707>
- Spotila, J. R., Reina, R. D., Steyermark, A. C., Plotkin, P. T., & Paladino, F. V. 2000. Pacific leatherback turtles face extinction. *Nature*, 405(6786), 529-530. <https://doi.org/10.1038/35014729>

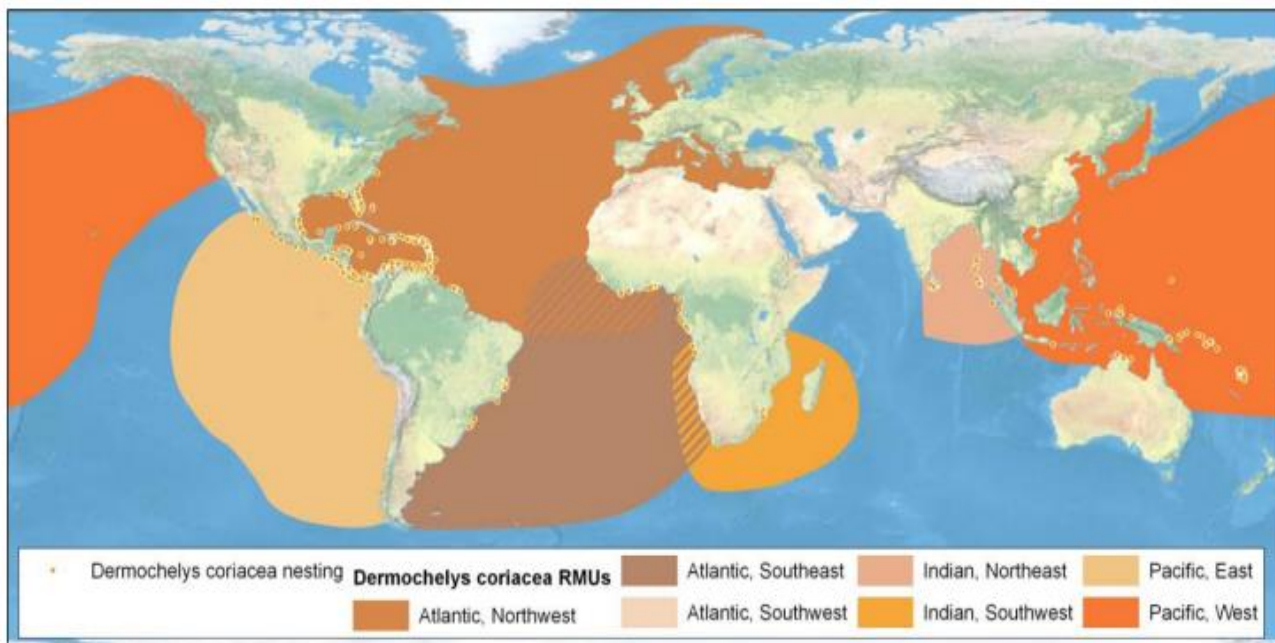
- Stacey, P. J., Leatherwood, S., & Baird, R. W. 1994. *Pseudorca crassidens*. *Mammalian Species*, 456, 1. <https://doi.org/10.2307/3504208>
- Svenning, J. C., & Skov, F. 2004. Limited filling of the potential range in European tree species. *Ecology Letters*, 7(7), 565–573. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00614.x>
- Trotta-Moreu, N., Lobo, J. M., & Cabrero-Sañudo, F. J. 2008. DISTRIBUCIÓN CONOCIDA Y POTENCIAL DE LAS ESPECIES DE GEOTRUPINAE (COLEOPTERA: SCARABAEOIDEA) EN MÉXICO. *Acta Zoológica Mexicana (N.S.)*, 24(2), 39–65.
- Tyberghein, L., Verbruggen, H., Pauly, K., Troupin, C., Mineur, F., & De Clerck, O. 2012. Bio-ORACLE: A global environmental dataset for marine species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 21(2), 272–281. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00656.x>
- Udvardy, M. D. ., & Papp, S. C. 1969. *Dynamic zoogeography*.
- Wiens, J. A., & Bachelet, D. 2010. Matching the multiple scales of conservation with the multiple scales of climate change: Special section. *Conservation Biology*, 24(1), 51–62. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01409.x>

Anexos

ANEXO A

Variable	Fuente	Unidades
Batimetría	Marspec	m
Clorofila	Bio-oracle	mg.m ⁻³
Distancia de la costa	Marspec	km
Fitoplancton	Bio-oracle	umol.m ⁻³
Nitratos	Bio-oracle	umol.m ⁻³
Oxígeno disuelto	Bio-oracle	umol.m ⁻³
Productividad primaria	Bio-oracle	g.m ⁻³ .day ⁻¹
Profundidad	GMED	m ⁻¹
Salinidad	Bio-oracle	PSS
Pendiente batimétrica	Marspec	grados
Temperatura superficial del mar	Marspec	°C
Carbono orgánico particulado	GMED	mg.m ⁻³

ANEXO B



Distribución de las 7 poblaciones de *Dermochelys coriacea* juntos a lugares de anidación. Tomado de *Información suplementaria de Dermochelys coriacea*. IUCN RED LIST.