



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

**MODELO DE DISTRIBUCIÓN REGIONAL DE ALTA
RESOLUCIÓN DEL TRASLAPE ESPACIAL ENTRE EL HÁBITAT
DEL TIBURÓN SEDOSO (*Carcharhinus falciformis*) Y LOS
BARCOS DE PESCA.**

T E S I S

Que para obtener el grado de

Maestro en Ciencias

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

P r e s e n t a

Esteban Salazar Cervantes

La Paz, Baja California Sur, marzo de 2023.

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 12:00 horas del día 21 del Mes de Diciembre del 2022, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

"MODELO DE DISTRIBUCIÓN REGIONAL DE ALTA RESOLUCIÓN DEL TRASLAPE ESPACIAL ENTRE EL HÁBITAT DEL TIBURÓN SEDOSO (*Carcharhinus falciformis*) Y LOS BARCOS DE PESCA"

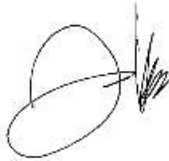
Presentada por el alumno:

Esteban Salazar Cervantes

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

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

LA COMISIÓN REVISORA



Dr. James Thomas Ketchum Mejía
Co-Director de Tesis



Dr. Dra. María del Carmen Blázquez Moreno
Co-Directora de Tesis



Dr. Derek Tittensor
Co-Tutor de Tesis



Dr. Kristina Boerder
Co-Tutora de Tesis



Dra. Gracia Alicia Gómez Anduro,
Directora de Estudios de Posgrado y
Formación de Recursos Humanos.

La Paz, Baja California Sur, a 21 de diciembre de 2022.

Los miembros del comité de tesis del (1a) estudiante Esteban Salazar Cervantes del Programa de Maestría en Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales, revisamos el contenido de la tesis y otorgamos el Vo.Bo. dado que la tesis no representa un plagio de otro documento como lo muestra el reporte de similitud realizado:

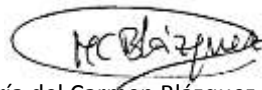
- Herramienta antiplagio:
iThenticate
- Filtros utilizados:
Citas y bibliografía excluida
- Porcentajes de similitud:
9%

		Citas excluidas	9%
		Bibliografía excluida	SIMILAR
Resumen de Coincidencias			
1	Internet 115 palabras hdl.handle.net		1%
2	Internet 108 palabras Copiado el 17-Oct-2022 cibnor.repositorioinstitucional.mx		1%
3	Internet 52 palabras Copiado el 03-Nov-2020 es.unionpedia.org		<1%
4	Internet 51 palabras aquaticcommons.org		<1%
5	Internet 40 palabras Copiado el 08-Sep-2003 www.orbimage.com		<1%
6	Internet 38 palabras Copiado el 02-Dic-2022 www.aoml.noaa.gov		<1%
7	Internet 37 palabras Copiado el 07-Ene-2022 aquadocs.org		<1%
8	Internet 36 palabras Copiado el 09-Oct-2022		<1%

Firmas del comité



Dr. James Thomas Ketchum Mejía



Dra. María del Carmen Blázquez Moreno



Dra. Kristina Boerder



Dr. Derek Tittensor

Conformación de Comités

Comité Tutorial

Dra. María del Carmen Blázquez Moreno
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Co-Directora de Tesis

Dr. James Thomas Ketchum Mejía
Pelagios Kakunjá A. C. La Paz, Baja California Sur
Co-Director de Tesis

Dr. Derek Tittensor
Universidad de Dalhousie, Nova Escocia, Canadá
Co-Tutor de Tesis

Dra. Kristina Boerder
Universidad de Dalhousie, Nova Escocia, Canadá
Co-Tutora de Tesis

Comité Revisor de Tesis

Dra. María del Carmen Blázquez Moreno
Dr. James Thomas Ketchum Mejía
Dr. Derek Tittensor
Dra. Kristina Boerder

Jurado de Examen

Dra. María del Carmen Blázquez Moreno
Dr. James Thomas Ketchum Mejía
Dr. Derek Tittensor

Suplente

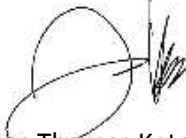
Dra. Kristina Boerder

Resumen

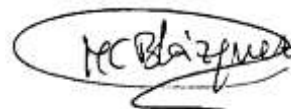
El tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*) es una especie pelágica migratoria con una distribución circunglobal en trópicos. Esta especie es capturada incidentalmente, especialmente en las pesquerías de atún tropical. A pesar de ello, no está protegido oficialmente en México, por lo tanto, existe una urgencia por gestionar esta especie. Los modelos de distribución son una herramienta estadística que proporciona información sobre las preferencias de hábitat, conocer esta información sobre el tiburón sedoso podría ayudar a reducir las capturas incidentales y a desarrollar estrategias de conservación que aseguren la supervivencia de las poblaciones. Como objetivo se pretende conocer (i) ¿qué factores biológicos y ambientales determinan la distribución del tiburón sedoso en el Pacífico mexicano? Y (ii) ¿cuál es la correlación entre la distribución del tiburón sedoso y las pesquerías de atún? Para ello, se crearon tres modelos de distribución; un modelo de distribución dinámico regional de alta resolución, un modelo de distribución global estático y un modelo fusionado que combina ambos modelos. El modelo regional se desarrolló utilizando datos de marcaje satelital de once tiburones sedosos en el Pacífico tropical mexicano. Mientras que el modelo global se desarrolló con datos de presencia de la base de datos OBIS. Las variables ambientales utilizadas en los modelos incluyeron temperatura de la superficie del mar, clorofila, altura de la superficie del mar y velocidad de la corriente. Posteriormente, se calculó una correlación entre las pesquerías de atún utilizando datos del esfuerzo pesquero procedentes del GFW. Se encontró una fuerte asociación entre la distribución del tiburón sedoso y eventos de mesoescala en el Pacífico Tropical Mexicano. Mientras que, a escala global, la temperatura superficial del mar fue la variable que más afectó su distribución. Ambos modelos (regional y global) tuvieron un buen desempeño bajo validación cruzada ($AUC > 0.7$). El modelo global capturó todo el nicho de la especie, pero fue menos preciso a escala regional. El modelo regional representó con mayor precisión el nicho en alta resolución de la población en el Pacífico Tropical Mexicano. En este estudio encontramos una correlación positiva (0.2) entre la distribución del tiburón sedoso y el esfuerzo pesquero en el Pacífico Tropical Mexicano. Dado que la captura incidental es uno de los problemas más preocupantes para la conservación del tiburón sedoso, el desarrollo y aplicación de herramientas estadísticas (como los modelos de distribución) que permitan la mejorar la gestión de pesca es una preocupación urgente.

Palabras clave: modelo de distribución de especies, biomod2, ensamblaje, tiburón sedoso, pesca incidental, índice de idoneidad de hábitat

ORCID: 0000-0002-5637-6918 Vo.Bo. Co-Directores de Tesis



Dr. James Thomas Ketchum Mejía



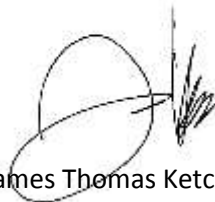
Dra. María del Carmen Blázquez Moreno

Summary

The silky shark (*Carcharhinus falciformis*) is a pelagic migratory species with a circumglobal distribution in the tropics. This species is caught as bycatch, especially in tropical tuna fisheries. Despite this, it is not officially protected in Mexico, therefore, there is an urgency to manage this species. Distribution models are a statistical tool that provides information on habitat preferences. Knowing this information about silky sharks could help reduce bycatch and develop conservation strategies that ensure the survival of populations. The objective is to know (i) what biological and environmental factors determine the distribution of silky sharks in the Mexican Pacific? And (ii) what is the correlation between silky shark distribution and tuna fisheries? For this purpose, three distribution models were created; a high resolution regional dynamic distribution model, a static global distribution model and a merged model that combines both models. The regional model was developed using satellite tagging data from eleven silky sharks in the Mexican tropical Pacific. The global model was developed using occurrence data from the OBIS database. The environmental variables used in the models included sea surface temperature, chlorophyll, sea surface height and current velocity. Subsequently, a correlation between tuna fisheries was calculated using fishing effort data from the GFW. A strong association was found between silky shark distribution and mesoscale events in the Mexican Tropical Pacific. While, at the global scale, sea surface temperature was the variable that most influenced its distribution. Both models (regional and global) performed well under cross-validation (AUC > 0.7). The global model captured the entire niche of the species but was less accurate at the regional scale. The regional model more accurately represented the niche at high resolution of the population in the Mexican Tropical Pacific. In this study we found a positive correlation (0.2) between silky shark distribution and fishing effort in the Mexican Tropical Pacific. Since bycatch is one of the most concerning issues for silky shark conservation, the development and application of statistical tools (such as distribution models) that improve fisheries management is an urgent concern.


Keywords: species distribution model, biomod2, ensemble, silky shark, by-catch, habitat suitability index

ORCID: 0000-0002-5637-6918



Dr. James Thomas Ketchum Mejía

Vo.Bo. Co-Directores de Tesis



Dra. María del Carmen Blázquez Moreno

Dedicatoria

A mi Madre, Elvira y Padre, Eduardo, quienes me han dado todo, y me han formado en la persona que soy hoy en día, y jamás han dejado de apoyarme.

A mis hermanas, Grace y Elena, con quienes he crecido y me han dado tantas experiencias y sabiduría.

A todos los seres que ya no están conmigo, pero que siempre estarán presentes... Mis abuelos, Graciela, Eduardo, y Ester, mi tío Armando, mi primo Erick, mis perros, Ginger, Odie y Ned. Descansen en paz.

A mis amigos de la prepa, los tres Luises... Pineda, Báez, Trejo, y Mauricio e Iñigo, por todas las anécdotas y aventuras que vivimos y seguiremos viviendo.

A los mónicos... Mónica, Gina, Danelly y el Perú... por tantas enseñanzas y risas que compartimos.

A mis compañeros de Pelagios, especialmente a Miguel y a Hugo por capacitarme y hacer un ambiente de trabajo agradable.

A mis compañeros de la maestría, especialmente a Anayeli que sin ella no estaría haciendo un Posgrado. Y al equipo "Team ecol"... María José e Ilse... siempre apoyándonos, y Daniel Mateo que me ayudó mucho en mis trámites finales.

A todos mis nuevos amigos de La Paz quienes hicieron mi vida en La Paz una experiencia hermosa... Hazal, Irazú, Reyes, Bárbara, Esba, Zazueta, Regis, Camila y Miquel. Especialmente Irene... la mejor bióloga de campo marino que conozco.

A mis amigas de Halifax que me enseñaron tanto de su cultura y nos divertimos mucho en Canadá... Amy, Emily, Becca, Hannah, Jazmine, Sam y Vinnie.

Y, por último, quisiera dedicarle este trabajo a Carlos Godínez, quien fue de las primeras personas que me asesoró antes de entrar a la maestría, amigo de la infancia de mi papá y eterno protector de nuestros océanos mexicanos. Descansa en Paz.

Agradecimientos

Agradezco al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C., CIBNOR y a la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos, por aceptarme en su Institución y darme la oportunidad de superarme como persona y profesionista.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología CONACyT por el apoyo de la beca otorgada con número CVU 1040460.

A la organización de “Pelagios Kankunjá” por brindarme enseñanzas, apoyo y prestarme sus datos para que pudiese completar mi tesis. También por las salidas de campo, en donde comencé mi entrenamiento como biólogo marino.

Al Laboratorio de “Future of Marine Ecosystems” en la Universidad de Dalhousie, Canadá, quienes me brindaron mucho apoyo y capacitación para que yo obtuviera las herramientas necesarias para poder hacer mi tesis.

A la Dra. María del Carmen Blázquez Moreno, quien fue la primera que creyó en mí, y nunca dejó de apoyarme y soportarme. Sin ella, no hubiese adquirido la disciplina para lograr esto.

Al Dr. James Ketchum, quien me brindó su sabiduría y me dejó entrar a su organización.

A la Dra. Kristina Boerder, quien siempre me proporcionó ayuda, me trató con singular alegría y fue muy empática conmigo en todo momento. Por enseñarme todo lo que sé sobre las pesquerías.

Al Dr. Derek Tittensor, que me enseñó todo lo que sé sobre modelos de distribución, me capacitó durante horas para que pudiese aprender a programar, y quien tuvo muchísima paciencia conmigo. Tuvo la confianza de invitarme a trabajar a su casa hasta horas de la madrugada para poder programar juntos.

Un agradecimiento especial a la Licenciada Ana María Talamantes Cota por revisar el formato de mi tesis.

Y finalmente, agradezco a toda mi familia, amigos y compañeros de trabajo que son y fueron parte fundamental en mi vida.

Contenido

Resumen	i
Summary	ii
Dedicatoria	iii
Agradecimientos	iv
Contenido	v
Lista de figuras	vii
Lista de tablas	ix
Abreviaturas	x
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Generalidades de tiburones	1
1.2 Biodiversidad de tiburones y Áreas Naturales Protegidas en México	2
1.3 Tiburón sedoso (<i>Carcharhinus falciformis</i> , Bibron, 1839)	3
1.3.1 Taxonomía y Morfología	3
1.3.2 Historia de Vida	4
1.4 Pesquerías Mexicanas y su impacto ecológico	6
1.4.1 Impactos de las pesquerías en México	8
1.4.2 Impactos de las pesquerías de tiburones en México	9
1.5 Modelos de Distribución de Especie como herramienta para la conservación	11
2. ANTECEDENTES	13
3. JUSTIFICACIÓN	14
4. HIPÓTESIS	16
5. OBJETIVOS	17
5.1 Objetivo general	17
5.2 Objetivos particulares	17
6. MATERIAL Y MÉTODOS	18
6.1 Área de estudio	18
6.2 Datos	19
6.2.1 Datos de ocurrencia del tiburón sedoso	19
6.2.1.1 Modelo Regional	19
6.2.1.2 Modelo global	22
6.2.2 Datos ambientales	22
6.2.2.1 Modelo regional	22
6.2.2.2 Modelo global	24
6.2.3 Datos de las pesquerías	26
6.3 Modelado	27
6.3.1 Modelo regional	27
6.3.1.1 Preparación de datos de marcaje utilizando un modelo de espacio-estado (MEE)	27
6.3.2 Modelo de Distribución de Especie	30
6.3.2.1 Algoritmos utilizados	30
6.3.2.2 Modelo Aditivo Generalizado (GAM)	30
6.3.2.3 Bosque aleatorio (RF)	30
6.3.2.4 Máquina de aumento gradual (GBM)	31

6.3.2.5 Entropía Máxima (MaxEnt).....	31
6.3.2.6 Selección de pseudo-asuencias	31
6.3.2.7 Validación Cruzada	32
6.3.3 Modelo combinado	33
6.4 Correlación con el esfuerzo de pesca	33
7. RESULTADOS	35
7.1 Modelo regional.....	35
7.2 Modelo global	44
7.3 Modelo combinado.....	46
7.4 Correlación con el esfuerzo de pesca	48
8. DISCUSIÓN.....	52
8.1 Idoneidad del planteamiento de modelización	52
8.2 Modelo regional.....	54
8.2.1 Preferencias ambientales.....	54
8.2.2 Patrones espacio-temporales	56
8.3. Modelo global	57
8.3.1 Preferencias ambientales.....	57
8.3.2 Patrones espaciales.....	59
8.4 Modelo combinado.....	62
8.5 Esfuerzo pesquero e índice de idoneidad del hábitat del tiburón sedoso	66
9. CONCLUSIONES	69
10. LITERATURA CITADA	71

Lista de figuras

Figura 1. Forma del cuerpo fusiforme del tiburón sedoso. Nótese las aletas pectorales únicas en forma de hoz, la primera aleta dorsal relativamente pequeña con ápice redondo y la segunda aleta dorsal con la punta posterior..	4
Figura 2. Mapa de distribución de tiburones sedosos. Mapa de Bonfil (2009). Las áreas grises son poblaciones conocidas y áreas grises más claras son su distribución potencial...	4
Figura 3. Polígono de la Zona Económica Exclusiva Mexicana. En amarillo las Áreas Marinas Protegidas en México. El Parque Nacional de Revillagigedo está resaltado en verde. Datos disponibles en Geoportal, CONABIO (http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/).	8
Figura 4. Dispositivo de seguimiento satelital “SPOT” instalado en atleta dorsal de un tiburón sedoso.....	20
Figura 5. Observaciones globales del tiburón sedoso. (Descargadas de https://obis.org/).	22
Figura 6. Ejemplos, rásteres de un día de las capas ambientales utilizadas para el modelo regional, temperatura de la superficie del mar (TSM), concentración de clorofila (CLO), altura de la superficie del mar (ASM), y velocidad de la corriente (VC). El eje X es la longitud y el eje Y es la latitud.....	24
Figura 7. Capas ambientales del modelo global. temperatura de la superficie del mar (TSM), concentración de clorofila (CLO), altura de la superficie del mar (ASM), y velocidad de la corriente (VC). El eje X es la longitud y el eje Y es la latitud.....	26
Figura 8. (A) Diferencia entre puntos de datos sin procesar (puntos rojo oscuro) y datos filtrados (puntos amarillos) realizados por MEE. (B) Nivel de error (km) asociado a los transmisores SPOT corregido, azul oscuro significa sin error, azul claro significa error alto. (C) Predicción de movimiento de cada individuo marcado.	29
Figura 9. Puntuaciones TSS y ROC por algoritmo utilizando los datos de prueba.	36
Figura 10. Importancia de las variables por algoritmo. Concentración de clorofila (CLO), altura de la superficie del mar (ASM), temperatura de la superficie del mar (TSM), velocidad de la corriente (CS). Este grafico contiene abreviaciones por sus siglas en inglés.	37
Figura 11. Ejemplo de proyecciones diarias del modelo regional dinámico de alta resolución del tiburón sedoso en el Pacífico Tropical Mexicano. La escala muestra el índice de idoneidad del hábitat (IIH) de 0 a 1000, donde 1000 representa un hábitat muy adecuado.	39
Figura 12. Proyecciones por año utilizando el modelo regional del Pacífico Tropical Mexicano. Se calculó una media de rásters diarios por año para ver las diferencias en las proyecciones anuales.	41
Figura 13. Proyecciones estacionales utilizando el modelo regional en el Pacífico Tropical Mexicano. Se calculó una media de la idoneidad diaria del hábitat por estación (estación	

fría y estación cálida) cada año. La temporada cálida correspondió a los meses de abril a septiembre y la temporada fría de octubre a marzo.	43
Figura 14. Puntuaciones TSS y ROC globales por algoritmo.	44
Figura 15. Importancia de la variable promediada en todos los algoritmos para el modelo global. La escala va de 0 a 1. Cuanto más se acerque a 1, más importante es la variable. Concentración de corofila (CLO), altura de la superficie del mar (ASM), temperatura de la superficie del mar (TSM), velocidad de la corriente (CS). Abreviación de variables se encuentra descrita por sus siglas en inglés.	45
Figura 16. Distribución mundial del tiburón sedoso. La escala de colores del Índice de Idoneidad del Hábitat (IIH) va del verde (Alta idoneidad) al azul (Baja idoneidad).	46
Figura 17. Modelo Global de ensamblaje proyectado sobre variables regionales. Ocho fechas seleccionadas entre noviembre de 2010 y abril de 2016.	48
Figura 18. Raster del esfuerzo pesquero (Horas/celda). El rojo oscuro corresponde a las zonas con mayor esfuerzo pesquero y el amarillo claro a las de menor. El polígono representa el Parque Nacional de Revillagigedo.	49
Figura 19. Ráster promediado de enero de 2015 a abril de 2016 con el Índice de Idoneidad del Hábitat (IIH) para el tiburón sedoso. Los valores más altos en verde y los más bajos en azul. El polígono dentro del mapa representa el Parque Nacional de Revillagigedo.	50
Figura 20. Diagrama de dispersión de correlación. El eje X muestra el esfuerzo pesquero en una escala logarítmica. El eje Y muestra el índice de idoneidad del hábitat para el ráster de 2015-2016. El gráfico también muestra la densidad (concentración) de las celdas de la cuadrícula, donde las zonas verdes muestran la mayor concentración y las zonas azules la menor.	51
Figura 21. Comparación de las capas regional y global de velocidad de corriente utilizadas para el modelo regional y global respectivamente. La capa regional tiene una resolución temporal diaria y la capa global es una climatología (media de varios años). La capa regional es un ejemplo de un día de la fecha 2012-03-14. El eje X representa la longitud y el eje Y representa la latitud.	59
Figura 22. Comparación entre el modelo de distribución de este estudio y el modelo de proyección de Fish Base y la distribución global del tiburón sedoso de Bonfil (2009). Las zonas resaltadas en la proyección de este estudio muestran una falta de un IIH más alto en comparación con la proyección de Fish Base y Bonfil en las zonas resaltadas: 1) región templada de Sudamérica y 2) región templada del Pacífico Norte.	61
Figura 23. Comparación entre las proyecciones del modelo combinado (columna izquierda) y las proyecciones del modelo regional (columna derecha), utilizando la misma fecha.	65

Lista de tablas

Tabla 1. Detalles morfométricos de tiburones capturados en el Parque Natural de Revillagigedo. *LT = Longitud total, **LF= Longitud furcal, ***LP= Longitud precaudal. ...	21
Tabla 2. Capas ambientales utilizadas para el modelo regional. (Abreviaciones se encuentran descritas por sus siglas en inglés).	23
Tabla 3. Capas ambientales utilizadas para el modelo global. (Abreviaciones se encuentran descritas por sus siglas en inglés).	25

Abreviaturas

IUCN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
CITES	Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres
ANP	Área Natural Protegida
AMP	Área Marina protegida
CONAPESCA	Comisión Nacional de Pesca
SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
ZEE	Zona Económica Exclusiva
OROP	Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera
ICCAT	Comisión Internacional para la Conservación del Atún
CIAT	Comisión Interamericana del Atún Tropical
DOF	Diario Oficial de la Federación
MDE	Modelo de Distribución de Especies
ASM	Altura Superficial del Mar
TSM	Temperatura Superficial del Mar
CLO	Concentración de Clorofila
VC	Velocidad de la Corriente
PTM	Pacífico Tropical Mexicano
UNESCO	Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura
CONANP	Comisión de áreas Naturales Protegidas
SPOT	Posición y Temperatura Inteligente (Smart Position and Temperature)
LT	Longitud Total
LF	Longitud Furcal
LP	Longitud Precaudal
DCE	Dirección de la Corriente del Este
DCN	Dirección de la Corriente del Norte

GFW	Vigilancia Mundial de la Pesca (Global Fishing Watch)
AIS	Sistema de Identificación Automática
GPS	Sistema de Posicionamiento Global
MEE	Modelo de Estado-Espacio
GAM	Modelo Aditivo Generalizado
RF	Bosque Aleatorio
GBM	Máquina de aumento gradual
MaxEnt	Máxima Entropía
IIH	Índice de Idoneidad de Hábitat

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Generalidades de tiburones

Los tiburones pertenecen a la clase Chondrichthya (peces cartilaginosos), un grupo de peces acuáticos con esqueletos principalmente cartilaginosos (Compagno, 1999). Aproximadamente el 96% de las especies de Chondrichthya son elasmobranquios (tiburones y rayas), y dentro de esta subclase se encuentra el superorden Selachimorpha, comúnmente conocidos como tiburones (Compagno, 1999). Selachimorpha tiene una distribución mundial; sin embargo, su riqueza de especies parece mayor en latitudes entre 20° y 30° y en las plataformas continentales (Lucifora *et al.*, 2011).

Los tiburones son predominantemente depredadores (incluyendo a los que se alimentan por filtración) o carroñeros, y generalmente se encuentran en el tope de la cadena alimenticia marina o cerca de ella; por lo tanto, su número es relativamente menor en comparación con la mayoría de los peces teleósteos (Cailliet *et al.*, 2005). Al ser depredadores tope, los tiburones desempeñan un papel importante en la salud de las redes tróficas estuarinas, marinas y oceánicas (Myers y Worm, 2005; Stevens *et al.*, 2000; Martins *et al.*, 2018), incluida la regulación de los ecosistemas por impactos de “arriba hacia abajo” (“Top-down regulation”). Por lo tanto, su ausencia puede ocasionar cambios complejos en la comunidad, como la liberación de meso-depredadores, cascadas tróficas y disminuciones de peces de interés comercial (Ferretti *et al.*, 2010; Field *et al.*, 2009; Pace *et al.*, 1999).

La intensa presión pesquera hacia los tiburones, tanto dirigida como incidental, ha reducido considerablemente sus poblaciones a nivel mundial (Dulvy *et al.*, 2021). Como consecuencia, el 31.2 % de los tiburones están clasificados actualmente como vulnerables a la extinción de acuerdo con la Lista Roja de la IUCN (Dulvy *et al.*, 2021). A pesar de los esfuerzos mundiales de concientización y conservación, la mayoría de las regiones aún tienen poblaciones de tiburones que siguen disminuyendo (Worm *et al.*, 2013). Dada su importancia ecológica y su vulnerabilidad, existe una urgente necesidad global de

comprender mejor su biología, distribución e interacciones con otras especies, así como amenazas humanas (Pikitch *et al.*, 2008).

1.2 Biodiversidad de tiburones y Áreas Naturales Protegidas en México

México cuenta con una amplia variedad de ambientes marinos y costeros, y sustenta una gran diversidad de vida silvestre marina, incluidos muchos condriictios y elasmobranquios (Del Moral-Flores *et al.*, 2016). Los condriictios en México representan el 17.3% de las 1,238 especies registradas a nivel mundial (Eschmeyer y Fong, 2015), con 214 especies, 84 géneros, 40 familias y 14 órdenes (Del Moral-Flores *et al.*, 2016).

Se han registrado 113 especies de Selachimorpha en aguas mexicanas (Del Moral-Flores *et al.*, 2016). Las familias con mayor diversidad son Carcharhinidae (26 especies), Pentanchidae y Triakidae (cada una con 11 especies), y Sphyrnidae (7 especies) (Del Moral-Flores *et al.*, 2015 y Del Moral-Flores *et al.*, 2016). Debido a la alta diversidad de elasmobranquios, México es una región prioritaria para su conservación y protección (SERMARNAT, 2018). En el Pacífico Mexicano (PM) existen 62 especies de tiburones (12% de los tiburones vivos), de éstas, 48 especies se encuentran en el Golfo de California, 28 especies en el Pacífico Central Mexicano y 26 en el Golfo de Tehuantepec (Galván *et al.*, 2019). El MP tiene la mayor diversidad de tiburones del Pacífico Nororiental (Mar de Bering Oriental, Golfo de Alaska, Sistema de Corrientes de California y el MP; Galván *et al.*, 2019).

Aunque hay muchas estrategias de mitigación para reducir los impactos antropogénicos sobre la vida marina, como los límites de captura, la mitigación de la captura incidental, cierres temporales de zonas de importancia y las nuevas tecnologías de pesca; las áreas marinas protegidas (AMP) han surgido como piedra angular de la conservación marina (IPBES, 2018). Su designación ha demostrado ser útil para proteger múltiples poblaciones de especies de tiburones en diferentes etapas de la vida, como componente de una estrategia global para su conservación (Knip *et al.*, 2012). Actualmente existen 68 AMP en México (Salazar *et al.*, 2020), cuya regulación, fomento y administración de los recursos

pesqueros es responsabilidad de la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural a través de la Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca "CONAPESCA" (DOF, 2015). Sin embargo, la pesca sigue siendo un problema de conservación en México (como en muchas otras partes del mundo), tanto para las especies objetivo como para las capturadas incidentalmente. Una de las especies de tiburón más capturadas incidentalmente en México y en todo el mundo es el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*) (Bonfil, 2009), lo que lo convierte en una prioridad de conservación.

1.3 Tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*, Bibron, 1839)

1.3.1 Taxonomía y Morfología

El tiburón sedoso es un miembro de la familia Carcharhinidae y uno de los miembros más grandes del género *Carcharhinus*, con una longitud de más de 3 metros y un peso de hasta 346 kg (Bonfil, 2009). Los tiburones sedosos se pueden distinguir de otros miembros del género *Carcharhinus* por sus aletas pectorales en forma de hoz, una primera aleta dorsal relativamente pequeña con un ápice redondo y una segunda aleta dorsal que tiene una punta larga (Fig. 1) (Thomson y Simanek, 1977; Bonfil, 2009).

A diferencia de los dientes con muescas de otros tiburones, los tiburones sedosos tienen dientes cóncavos (Thomson y Simanek, 1977). Su característica más distintiva es su piel, que tiene una textura suave debido a pequeños denticulos dérmicos, de ahí el nombre de "tiburón sedoso" (Bonfil, 2009).



Figura 1. Forma del cuerpo fusiforme del tiburón sedoso. Nótese las aletas pectorales únicas en forma de hoz, la primera aleta dorsal relativamente pequeña con ápice redondo y la segunda aleta dorsal con la punta posterior.

Notas: Imagen obtenida de la CITES (<https://cites.org/eng/prog/shark/sharks.php>)

1.3.2 Historia de Vida

Los tiburones sedosos tienen una distribución circunglobal en los trópicos, con cuatro poblaciones distintas: una en el Océano Atlántico, dos en el Océano Pacífico (una población occidental-central y otra oriental), y una en el Océano Índico (Bonfil, 2009) (Fig. 2).

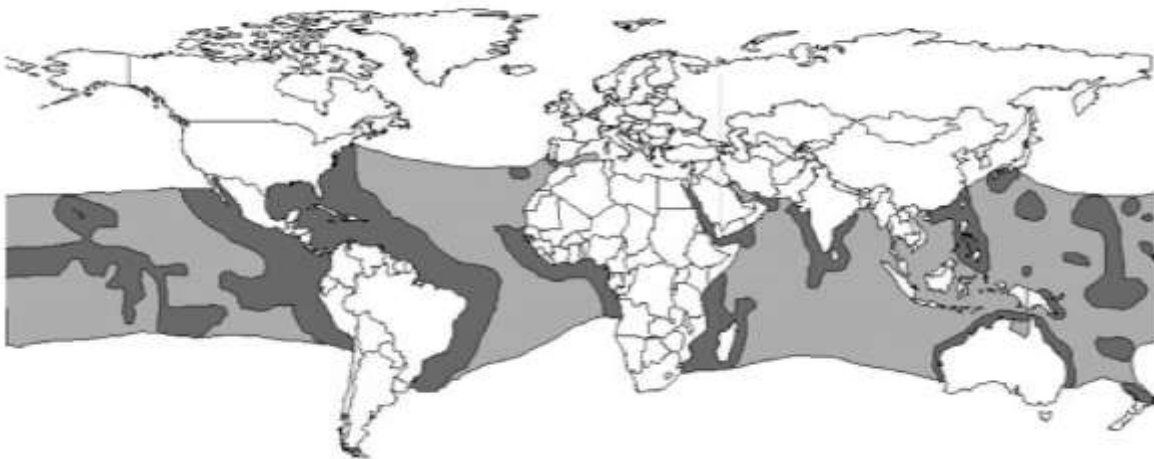


Figura 2. Mapa de distribución de tiburones sedosos. Mapa de Bonfil (2009). Las áreas grises son poblaciones conocidas y áreas grises más claras son su distribución potencial.

Existen pocos estudios sobre el crecimiento y desarrollo de estos tiburones, y los que existen tienen resultados diferentes, lo que dificulta llegar a una conclusión precisa; sin embargo, según Branstetter (1987), los tiburones sedosos del Golfo de México miden entre 75 y 90 cm de largo al nacer. Los juveniles viven en áreas de crianza asociadas con áreas de arrecifes (Bonfil, 2009), sin embargo, a medida que envejecen (>130 cm), se desplazan a aguas oceánicas (Branstetter, 1987).

La madurez sexual puede variar dependiendo de la población. En el Océano Atlántico, los machos alcanzan la madurez entre los 6 y los 10 años y las hembras entre los 7 y los 12 (Branstetter, 1987; Bonfil *et al.*, 1993). Mientras tanto, en el Pacífico central, los machos alcanzan la madurez sexual a la edad de 4 años, y en hembras alcanzan la madurez de los 7-9 años (Bonfil, 2009). En el Pacífico Centro-Occidental, se estima que los machos alcanzan la madurez sexual a los 183 cm de longitud (11,6 años) y las hembras a los 204 cm de longitud (14 años) (Grant *et al.*, 2018). La longevidad máxima registrada es de 20 y 22 años para machos y hembras, respectivamente (Bonfil *et al.*, 1993).

La reproducción del tiburón sedoso está bien estudiada. Muestran viviparidad placentaria (Bonfil, 2009; Hoyos-Padilla, 2003); y a diferencia de otros tiburones, el tiburón sedoso tiene sus embriones en cápsulas y compartimentos individuales al principio de la gestación (Hoyos-Padilla, 2003). El periodo completo de gestación de la especie dura 12 meses, seguidos de 12 meses de descanso (Branstetter, 1987; Cadena, 2001). Branstetter (1987) determinó que, para la población atlántica, la época de apareamiento dura sólo un par de días durante el final de la primavera (de mayo a junio). En contraste, en la costa oeste del sur de Baja California, el ciclo reproductivo del tiburón sedoso no pudo determinarse debido a los diferentes grados de desarrollo de las crías (2 a 9 crías) encontradas dentro del útero de 18 tiburones sedosos preñados (Hoyos-Padilla, 2003).

Los tiburones sedosos son consumidores selectivos que maximizan su ingesta de energía cuando el alimento es abundante (Cabrera-Chávez-Costa *et al.*, 2010; Duffy *et al.*, 2015). En un estudio realizado en Baja California Sur, se observó que los tiburones sedosos se alimentan principalmente de cangrejo rojo (*Pleuroncodes planipes*), caballa (*Scomber*

japonicus) y calamar de Humboldt (*Dosidicus gigas*) (Cabrera-Chávez-Costa *et al.*, 2010). Sin embargo, cuando el alimento escasea, se alimentan de forma oportunista, aprovechando los bancos de peces con un comportamiento asociativo, lo que significa que siguen a agrupaciones de peces, especialmente bancos de atún de aleta amarilla (*Thunnus albacares*), atún de aleta azul (*Thunnus thynnus*), barrilete (*Katsuwonus pelamis*) y atún patudo (*Thunnus obesus*).

El tiburón sedoso es una especie altamente migratoria cuyo movimiento horizontal se ha registrado hasta una velocidad máxima de 60 km/día (Kohler *et al.*, 1998). La tendencia a seguir a los bancos de atún para alimentarse es una de las principales razones por las que esta especie migra; además, también viajan de un lado a otro de la plataforma a las aguas oceánicas para reproducirse (Bonfil, 2009). Este comportamiento parece ser compartido por todas las poblaciones de tiburón sedoso a nivel mundial (Cadena-Cárdenas, 2001; Strasburg, 1958).

En cuanto al movimiento vertical de los tiburones sedosos, Musyl *et al.* (2011) marcaron tiburones sedosos adultos en el Océano Pacífico central y descubrieron que su movimiento vertical se mantenía dentro de un rango de temperatura constante en la capa mixta superior (0-120 m), aunque también se describieron movimientos más allá de este rango al amanecer y al atardecer. Además, Hutchinson *et al.*, 2015 encontraron que los tiburones sedosos se mueven más comúnmente dentro de los 100 m superiores de la columna de agua, con inmersiones ocasionales por debajo de la termoclina (>300 m). Estos resultados parecen ser consistentes con los del océano Índico, donde Curnick *et al.* (2020) encontraron que los tiburones sedosos pasan el 99 % de su tiempo en los 100 m superiores de la columna de agua.

1.4 Pesquerías Mexicanas y su impacto ecológico

Los métodos de pesca se han desarrollado y perfeccionado durante milenios con tecnologías cada vez mejores para capturar peces con mayor eficacia (Forney *et al.*, 2001). Idealmente, las pesquerías buscan la “pesca dirigida”, en la que los barcos pesqueros

capturan la especie objetivo, pero evitan capturar otras especies, tanto por eficiencia como para minimizar los impactos (Hall *et al.*, 2000). Sin embargo, a pesar de las mejoras, algunas técnicas modernas siguen sin ser selectivas o son parcialmente selectivas; en otras palabras, todavía capturan involuntariamente especies no objetivo, a esto se le conoce como “captura incidental” (Davies *et al.*, 2009).

Tanto la pesca dirigida como la captura incidental pueden tener impactos negativos en el tamaño de las poblaciones, la estructura trófica y la integridad del ecosistema. Estos efectos perjudiciales sobre los recursos marinos han sido reconocidos formalmente en todo el mundo (FAO, 2010) y han llevado a la creación de políticas y organizaciones nacionales e internacionales (p. ej., Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera) para regular y gestionar la pesca (Moffitt *et al.*, 2016). Sin embargo, en muchos casos, las pesquerías siguen sobreexplotando (FAO, 2020), la aplicación y el cumplimiento siguen siendo difíciles, y la sobrepesca sigue siendo un problema frecuente, especialmente cuando las poblaciones no se gestionan de manera eficaz (Fitzgerald, 2013).

La Zona Económica Exclusiva (ZEE) mexicana se divide en diferentes zonas de explotación pesquera de acuerdo con el número de especies objetivo en cada zona y son: 1) Zona oriental del Golfo de California, 2) Centro del Pacífico Mexicano, 3) Golfo de Tehuantepec y 4) Banco de Campeche, (Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón, 2011). Tres zonas se ubican en el Océano Pacífico y dos en el Océano Atlántico solo has dado 4 te falta 1 (Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón, 2011). En la ZEE del Pacífico mexicano, el 19.7 % de las pesquerías están a punto de colapsar y el 36 % sobreexplotadas, mientras que, en la ZEE del Atlántico mexicano, el 19.5 % de las pesquerías están a punto de colapsar y el 38.7 % sobreexplotadas (Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón, 2011). La región con menos pesquerías deterioradas es el Golfo de California, mientras que la región del Pacífico Central tiene el mayor número de pesquerías deterioradas (Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón, 2011). Para prevenir la sobreexplotación y reducir los impactos sobre la fauna marina y la biodiversidad en aguas mexicanas se han implementado 39 AMP desde 1917, cubriendo aproximadamente 708,027 km² (CONANP, 2004) (Fig. 3).

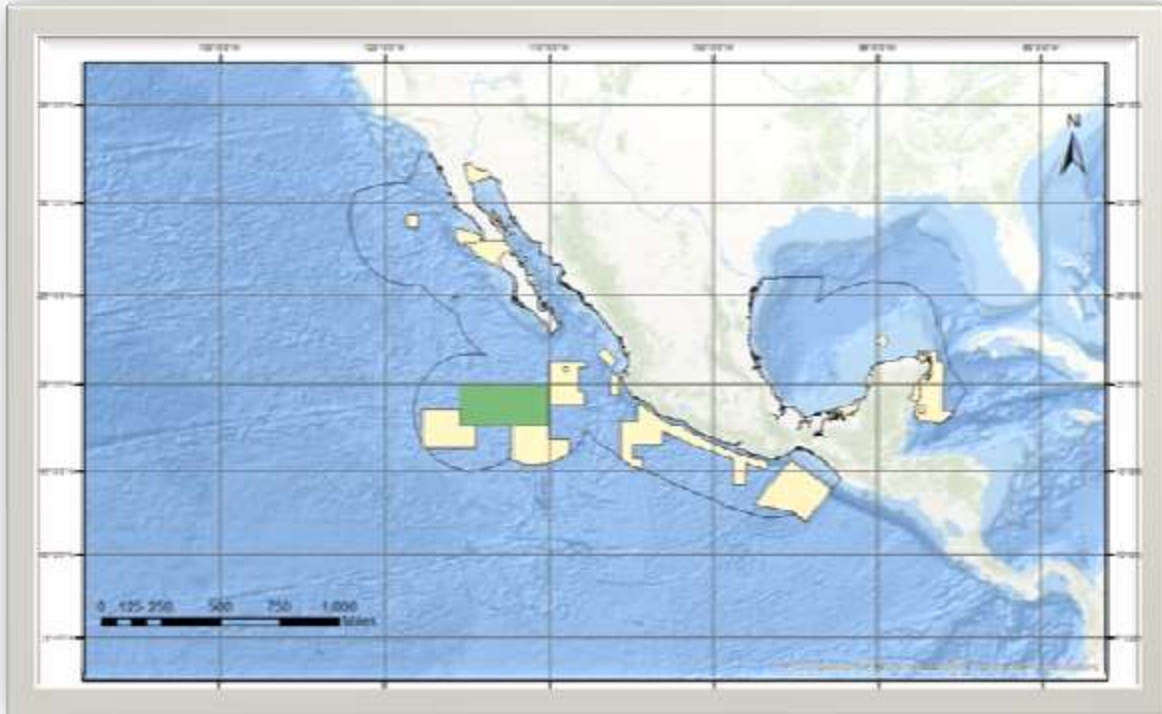


Figura 3. Polígono de la Zona Económica Exclusiva Mexicana. En amarillo las Áreas Marinas Protegidas en México. El Parque Nacional de Revillagigedo está resaltado en verde. Datos disponibles en Geoportal, CONABIO (<http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>)

1.4.1 Impactos de las pesquerías en México

En el Pacífico tropical mexicano habitan diversas especies comercialmente valiosas, como la sardina, el camarón, el pulpo, el calamar y el atún de aleta amarilla. La pesca del atún es la única pesquería activa en alta mar, mientras que las demás se limitan a la zona costera (Arreguín-Sánchez, 2006). Dentro de la ZEE del Pacífico mexicano se pueden encontrar 63 especies de tiburones, de las cuales 51 son explotadas comercialmente (Saldaña-Ruiz *et al.*, 2019).

México es miembro de dos Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera (OROP): la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (ICCAT) y la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) (Saldaña-Ruiz *et al.*, 2019). Ambas OROP cuentan con medidas de conservación y gestión para proteger a los tiburones, ya que son

responsables de la gestión del atún y las especies que capturan incidentalmente sus pesquerías.

Se han registrado capturas incidentales de tiburones en el Golfo de California, el Pacífico mexicano y el Golfo de México, concretamente en pesquerías de atún (Baum *et al.*, 2003; Baum y Myers, 2004; Díaz-Delgado *et al.*, 2021). La pesca pelágica con palangre y cerco son las técnicas de pesca más utilizadas en las pesquerías de atún a nivel mundial (Valdemarsen, 2001). La pesca con palangre utiliza líneas largas de monofilamento, mantenidas a flote por flotadores de plástico y equipadas con miles de anzuelos que contienen cebo en líneas secundarias que cuelgan de la línea principal. Cada 12 a 24 horas, el barco recupera las líneas, retira la captura, agrega más carnada y vuelve a poner la línea en el agua (Fitzgerald, 2013).

Las redes de cerco se utilizan en aguas abiertas para capturar bancos de peces. Se utiliza una red vertical para rodear el banco de peces objetivo y, una vez que se cierra la red, el fondo se junta, atrapando a los peces dentro de la red. Se considera que la pesca con redes de cerco en cardúmenes de peces ha reducido la captura incidental hasta cierto grado, pero el uso de dispositivos agregadores de peces (FADs, por sus siglas en inglés) utilizados para conglomerar peces, ocasiona la captura incidental de tiburones que comúnmente se asocian con cardúmenes de peces. (Fonteneau *et al.*, 2000).

1.4.2 Impactos de las pesquerías de tiburones en México

Los tiburones y sus parientes (quimeras y rayas) tienen una gran demanda de productos comerciales, como aletas, carne, aceite de hígado, branquias y piel, lo que hace que su conservación sea un reto a nivel mundial (Davison *et al.*, 2016). A pesar de que en México la pesca de tiburón es realizada por embarcaciones de pequeña artesanal, México sigue teniendo una de las pesquerías de tiburón más grandes del mundo. Dentro de la ZEE del Pacífico mexicano se pueden encontrar 63 especies de tiburón, de las cuales 51 son explotadas comercialmente (Saldaña-Ruiz *et al.*, 2019). También es el sexto importador mundial de carne de tiburón (Dent y Clarke, 2015).

Debido al nivel de demanda de productos derivados del tiburón, el gobierno mexicano ha empezado a aplicar medidas de gestión para limitar la sobreexplotación de las poblaciones. Estas medidas incluyen restricciones como vedas espacio-temporales en áreas de crianza, prohibiciones de captura de ciertas especies de elasmobranquios (*Rhincodon typus*, *Cetorhinus maximus*, *Carcharodon carcharias*, *Pristis spp*) (DOF, 2007), y vedas temporales para pesquerías dirigidas de tiburón y donde los tiburones son capturados incidentalmente de otras pesquerías, como las de atún. Esta última medida fue establecida por la CONAPESCA (Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca) (NOM-029-CONAPESCA, 2006). Esta norma oficial (NOM-029 CONAPESCA) también brinda protección al tiburón sedoso al establecer restricciones a su pesca anualmente de los meses de mayo a julio; durante este tiempo, está prohibido pescar tiburón sedoso. Sin embargo, México no cuenta con infraestructura y carece de los recursos para seguir este programa a su máxima capacidad, por lo que la mayoría de los programas pesqueros apuntan a largo plazo (Amada *et al.*, 2017).

Como ya se ha mencionado, los rasgos del ciclo vital del tiburón sedoso, como la madurez tardía, la lenta tasa de crecimiento, la reproducción cada dos años y una importante inversión de energía en un número relativamente bajo de crías, hacen que esta especie sea vulnerable a niveles de explotación insostenibles (Hoyos, 2003; Frisk *et al.*, 2005). Además, tienden a unirse a los bancos de atún para alimentarse (Bonfil, 2009), lo que los hace especialmente vulnerables a la captura incidental por la pesquería de atún. Los tiburones sedosos representan una biomasa elevada en las pesquerías de cerco y palangre de todo el mundo (Bonfil, 2009; Verde-Soto y Orozco-Zoller, 2005). En las pesquerías de atún con redes de cerco en el Océano Pacífico, el 85 % de los tiburones sedosos capturados incidentalmente son juveniles, y se ha estimado que aproximadamente entre 300,000 y 434,000 tiburones sedosos son capturados incidentalmente al año en el Océano Pacífico (Rice y Harley, 2013).

Además de la captura incidental, el tiburón sedoso también es objeto de pesca dirigida y se captura regularmente en México como parte de las pesquerías mexicanas de tiburones multiespecies (Pérez-Jiménez y Mendez-Loeza, 2015). Sin embargo, es ilegal cortar las

aletas de cualquier especie de tiburón y tirar el cadáver; por lo tanto, siempre que se pesca un tiburón (incluyendo el sedoso) se debe aprovechar todo el cuerpo para su consumo y explotación (NOM-029-CONAPESCA).

Sin embargo, a pesar de la vulnerabilidad del tiburón sedoso a la sobrepesca, la especie aún no está incluida en la norma oficial de especies protegidas (NOM-059-SEMARNAT), lo que significa que no está protegida oficialmente por el gobierno mexicano. A escala internacional, el tiburón sedoso está clasificado como Vulnerable en la Lista Roja de la UICN (Rigby *et al.*, 2017) y en el Apéndice I de CITES a partir de 2022 (Sosa-Nishizaki, 2022). Debido a la elevada presión pesquera dirigida y no dirigida sobre los tiburones sedosos, cada vez hay más pruebas de que su abundancia ha disminuido a nivel mundial en las últimas décadas (Rigby *et al.*, 2016). Por lo tanto, deben aplicarse nuevas medidas de gestión para proteger al tiburón sedoso.

1.5 Modelos de Distribución de Especie como herramienta para la conservación

Muchas herramientas científicas y técnicas de investigación estadística pueden aplicarse a la gestión y conservación de especies, pero podría decirse que una de las más útiles es el modelo de distribución de especies (MDE) (también conocida como modelo de la idoneidad del hábitat) (Guisan *et al.*, 2017). Mediante la integración sobre datos de observaciones de especies y condiciones ambientales asociadas a sus observaciones, se puede modelar el nicho ambiental y, consecuentemente, la distribución espacial de una especie. Esto puede resultar especialmente útil cuando no se dispone de datos suficientes para caracterizar adecuadamente el área de distribución de una especie y/o existen limitaciones logísticas para la recopilación de datos, como suele ocurrir frecuentemente con las especies marinas (McKinney *et al.*, 2012).

Los MDE se han aplicado en muchos contextos y especies en los océanos (p. ej., McKinney *et al.*, 2012; Petatán-Ramírez *et al.*, 2020). Se pueden usar para predecir el rango geográfico de una especie, incluida su variación espacial y, en algunos casos, temporal (Robinson *et al.*, 2017; Vaudo *et al.*, 2017). Los MDE han demostrado ser útiles para la

biología, la evolución y la ecología de la conservación (Peterson, 2006), así como para la política marina. Se han implementado en estudios de gestión de la conservación marina, tales como en la superposición del modelo de distribución de una especie con las pesquerías, lo que podría ayudar a evitar la captura incidental (López *et al.*, 2017; 2020). Además, el traslape de dos modelos de distribución de especies diferentes para ayudar a identificar el mejor momento para imponer restricciones de pesca sin agotar ninguna de las especies (Hartog *et al.*, 2011).

Otro enfoque útil para la conservación marina es el uso de datos de marcaje y seguimiento de animales pelágicos, como los de las etiquetas satelitales, las cuales sirven para evaluar la idoneidad de hábitat y posibles rutas de movimiento (Vaudo *et al.*, 2017). Dado a que las distribuciones de las especies cambian continuamente debido a la fisiología, el ciclo de vida y los factores abióticos y bióticos (Longhurst, 1998), la incorporación de datos espacio-temporalmente explícitos en el modelo podría mejorar las decisiones de manejo al incorporar datos dinámicos y más precisos en el modelo (Braccini *et al.*, 2016).

2. ANTECEDENTES

Anteriormente se han desarrollado algunos MDE para el tiburón sedoso. López *et al.* (20017; 2020), demostraron en el Océano Atlántico que la idoneidad del hábitat del tiburón sedoso está correlacionada con las condiciones ambientales relacionadas con los procesos de productividad que podrían reflejar acontecimientos como remolinos, eventos de surgencia, domos submarinos y/o anomalías negativas de la altura de la superficie del mar. Las características oceanográficas a corto plazo como la concentración de clorofila-a, el cambio de clorofila-a, la temperatura diaria de la superficie del mar y el cambio semanal de la temperatura de la superficie del mar también influyeron en la presencia del tiburón sedoso. Además, se encontró una correlación positiva entre la captura incidental de atunes tropicales y la presencia de tiburón sedoso en el océano Atlántico (López *et al.*, 2017; 2020).

En otro estudio por Lezama-Ochoa *et al* (2016), sugieren que la distribución del tiburón sedoso está asociada a áreas de surgencia costera ecuatorial, así como a la temperatura de la superficie del mar en los océanos Índico, Atlántico y Pacífico Oriental. Esta información sobre la distribución espacial de una especie es beneficiosa para ayudar a desarrollar planes para su conservación; sin embargo, estos modelos podrían mejorarse con datos espacial y temporalmente más precisos sobre los movimientos de los tiburones sedosos proporcionados por los animales marcados satelitalmente. Aunque la mayoría de los estudios de marcado por satélite del tiburón sedoso han tenido como objetivo evaluar la mortalidad posterior a la liberación (Hueter *et al.*, 2018), unos pocos han proporcionado información sobre sus movimientos verticales y horizontales y sus patrones migratorios (Kohler *et al.*, 1998; Musyl *et al.*, 2011; Hueter *et al.*, 2018).

3. JUSTIFICACIÓN

El conocimiento preciso de estos movimientos puede permitir a los barcos pesqueros apuntar hacia profundidades en donde no interfiera con la distribución vertical de los tiburones sedosos, reduciendo la captura incidental de esta especie (Musly *et al.*, 2011). El desarrollo de MDE para el tiburón sedoso puede ser más beneficioso a escala regional que mundial, dada la capacidad de utilizar datos ambientales con mayor precisión que suelen estar más disponibles a esas escalas (McKinney *et al.*, 2012). Por último, conocer el contexto regional de manejo y conservación de las pesquerías también puede ayudar a integrar mejor las proyecciones de los MDE para comprender las amenazas a las que se enfrenta esta especie. En el contexto mexicano, el traslape de las proyecciones de alta resolución con las pesquerías de atún aleta amarilla en la región proporcionará, en última instancia, una mejor comprensión del nivel de amenaza para los tiburones sedosos, y cómo mitigarla, en el Pacífico mexicano.

Los MDE suelen ser temporal y espacialmente estáticos, lo que significa que generalmente no evalúan la variación espacial de las distribuciones de una especie (o varias especies) a lo largo del tiempo; sin embargo, es necesario integrar la información temporal y espacial en los MDE para mejorar su contribución a la evaluación y manejo de las poblaciones (Sippel *et al.*, 2015; Vaudo *et al.*, 2017). Los MDE que tomen en cuenta un componente temporal (es decir, que no se basan en climatologías) se conocen como espaciotemporalmente explícitos o dinámicos.

Conocer las preferencias específicas de las condiciones ambientales de los tiburones sedosos para comprender mejor su estacionalidad, ocurrencia y uso del espacio a escala fina es esencial (especialmente dado que la distribución de estos hábitats varía temporal y espacialmente) para desarrollar estrategias de conservación que tengan como objetivo asegurar su conservación a largo plazo. Este estudio pretende contribuir a este objetivo mediante la creación de múltiples modelos: (1) un modelo de distribución del tiburón sedoso de alta resolución espacial y temporal a escala regional (Pacífico mexicano) utilizando datos de marcaje, (2) un modelo global que utiliza un conjunto más amplio de

observaciones de presencias, pero una climatología ambiental estática, con el fin de compararlo con el modelo regional dinámico para entender cómo pueden diferir estos distintos enfoques hacia la caracterización de las preferencias de hábitat del tiburón sedoso. Y (3) elaborar un modelo "fusionado" utilizando el modelo global y empleando las proyecciones diarias regionales. Por último, emplear un traslape espacial del modelo regional con las pesquerías de 2015 y 2016 para determinar si existe una relación significativa y empezar a entender cómo pueden utilizarse estos modelos para la conservación.

4. HIPÓTESIS

Se sabe que los tiburones sedosos se asocian a las características oceanográficas y su uso espacial se traslapa con las pesquerías de palangre pelágico a nivel mundial, por lo tanto, el modelo de distribución espacio/temporalmente dinámico de alta resolución caracterizará la distribución de los tiburones sedosos y tendrá un traslape espacial con las pesquerías en el Pacífico Mexicano.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Este estudio tiene como objetivo estimar los factores biológicos, físicos y ambientales que restringen la distribución del tiburón sedoso en el Pacífico mexicano y estimar el traslape espacio-temporal entre su idoneidad de hábitat y las pesquerías de atún en los años 2015-2016.

5.2 Objetivos particulares

- Crear un modelo de distribución espacio-temporal dinámico del tiburón sedoso de alta resolución para el Pacífico Mexicano.
- Crear un modelo de distribución global del tiburón sedoso espacio-temporal estático en un sentido climatológico.
- Comparar ambos modelos, fusionando el nicho global del tiburón sedoso con la proyección regional.
- Correlacionar los datos de la distribución de las pesquerías de atún con las proyecciones de idoneidad del hábitat del tiburón sedoso a nivel regional en un periodo determinado.

6. MATERIAL Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

El área de estudio es el Pacífico Tropical Mexicano (PTM), la zona marítima comercial mexicana ubicada en el Océano Pacífico Oriental (Fig. 2). Esta región está altamente estratificada con una termoclina poco profunda y bien definida (Emery *et al.*, 1984); y capa mínima de oxígeno muy superficial (Alvarez-Borrego y Lara-Lara 1991). Tener una termoclina poco profunda aumenta el contenido de nutrientes en la capa superficial (Fiedler, 2002).

Una de las AMP más importantes y grandes del Pacífico tropical mexicano es el Parque Nacional de Revillagigedo. El Archipiélago de Revillagigedo se encuentra en el Pacífico tropical del este, aproximadamente a 250 millas náuticas al sur de la Península de Baja California. Está compuesto por tres islas volcánicas y un islote (Socorro, Clarión, San Benedicto y Roca Partida) (CONANP, 2004), que se localizan entre los 18°20' N y 19°20' N, y los 114° 46' O y, 110° 48' O (Fig. 2).

En 1994 se estableció una Reserva de la Biosfera alrededor de cada isla del archipiélago (DOF 1994), en 2016 fue declarado Patrimonio de la Humanidad por la UNESCO (CONANP 2016), y en 2017 el archipiélago fue declarado Parque Nacional con una superficie de 148,000 km² (CONANP 2017; Fig. 3), convirtiéndose en la zona de No Pesca más grande de Norteamérica (<https://www.universityofcalifornia.edu/news/welcome-shark-park>). El Archipiélago de Revillagigedo alberga una importante cantidad de diversidad biológica bien conservada (CONANP, 2004; DOF, 2017), con 389 especies de peces registradas, de las cuales 37 son elasmobranchios y de éstas, 29 son tiburones representados en 5 órdenes y 8 familias. La familia *Carcharhinidae* es la más abundante (Fourrière *et al.*, 2016).

6.2 Datos

Para crear un MDE son esenciales dos fuentes de datos: 1) datos sobre la presencia de especies y 2) capas de datos ambientales. Para el modelo regional, los datos de presencia del tiburón sedoso se obtuvieron marcando tiburones sedosos (recolectado por la ONG “Pelagios Kakunjá”), mientras que los datos ambientales se obtuvieron del conjunto de datos Copernicus disponible en (<https://data.marine.copernicus.eu/products>). Para el modelo global, los datos de ocurrencia se descargaron de la base de datos del Sistema de Información sobre Biodiversidad Oceánica (Disponible en <https://obis.org/>) (OBIS, 2020), y las capas ambientales se obtuvieron del Conjunto Global de Datos Ambientales Marinos (GMED) disponible en (<http://gmed.auckland.ac.nz/>) (Basher *et al.*, 2018).

6.2.1 Datos de ocurrencia del tiburón sedoso

6.2.1.1 Modelo Regional

Los tiburones sedosos fueron marcados por el equipo Pelagios Kakunjá en el Archipiélago de Revillagigedo desde 2010 hasta -2016. El marcaje se realizó mediante la técnica de marcaje externo, que consiste en perforar y atornillar el transmisor en la primera aleta dorsal. Para ello capturamos al tiburón con anzuelo y sedal o líneas de tambor. Una vez que el tiburón muerde el cebo, se tira de él hacia un lado de la embarcación o sobre la cubierta del barco, luego se coloca en posición vertical con la aleta dorsal apuntando hacia arriba para perforar y atornillar la marca SPOT a su aleta dorsal (Figura 4). Para este estudio, utilizamos 11 rastros de satélite de tiburones sedosos marcados previamente en el archipiélago de Revillagigedo (Tabla 1).



Figura 4. Dispositivo de seguimiento satelital “SPOT” instalado en atleta dorsal de un tiburón sedoso.

Notas: Foto tomada en Parque Nacional Revillagigedo, propiedad de Dr. James Ketchum.

Los transmisores SPOT son transmisores vinculados a Argos y tienen un número de identificación específico denominado PTT ID. La frecuencia de transmisión es de $401,650 \text{ MHz} \pm 30 \text{ kHz}$ y el intervalo entre dos mensajes consecutivos varía entre 90 y 200 segundos, lo que se utiliza para calcular la posición geográfica mediante el efecto Doppler (SPOT, 2013).

El satélite “ARGOS” recoge las señales enviadas por el dispositivo SPOT, las almacena a bordo y las retransmite en tiempo real a la Tierra, aproximadamente 70 estaciones reciben datos y los retransmiten a los centros de procesamiento, donde las ubicaciones se calculan automáticamente y la información queda a disposición de los usuarios (SPOT, 2013).

Los errores de ubicación pueden variar desde decenas de metros hasta cientos de kilómetros dependiendo del error de estimación del sistema ARGOS. Por lo tanto, los errores se clasifican en niveles: LC-3 (<150 m), LC-2 (150–350 m), LC-1 (350–1000 m), LC-0

(>1000 m), LC-A, LC-B y LC-Z (sin error de estimación) (Douglas *et al.*, 2012). Estos errores se corrigieron posteriormente (véase sección 4.3.1). Se capturaron y marcaron 11 tiburones entre 2010 y 2016. En la Tabla 1 se describe en detalle los datos.

Tabla 1. Detalles morfométricos de tiburones capturados en el Parque Natural de Revillagigedo. *LT = Longitud total, **LF= Longitud furcal, ***LP= Longitud precaudal.

Especie	Sexo	ID	LT (cm)*	LF (cm)**	LP (cm)***	Observaciones	Fecha de marcaje
<i>Carcharhinus falciformis</i>	Hembra	103754	197	161	145	71	21/11/10
<i>Carcharhinus falciformis</i>	Hembra	103757	205	165	150	78	21/11/10
<i>Carcharhinus falciformis</i>	Hembra	103760	200	163	146	37	21/11/10
<i>Carcharhinus falciformis</i>	Hembra	104259	200	166	150	151	06/12/13
<i>Carcharhinus falciformis</i>	Hembra	104258	226	192	173	178	06/12/13
<i>Carcharhinus falciformis</i>	Hembra	104252	205	175	160	277	24/05/14
<i>Carcharhinus falciformis</i>	Hembra	104254	208	173	158	71	25/05/14
<i>Carcharhinus falciformis</i>	Hembra	104255	198	163	146	37	25/05/14
<i>Carcharhinus falciformis</i>	Hembra	104245	205	150	163	7	09/11/15
<i>Carcharhinus falciformis</i>	Hembra	104250	212	169	157	660	11/11/15
<i>Carcharhinus falciformis</i>	Hembra	104249	204	168	156	287	12/11/15

6.2.1.2 Modelo global

Para el modelo global, se descargaron los datos de “OBIS” (OBIS, 2021), el cual contiene 53,993 observaciones globales del tiburón sedoso del periodo 2002 - 2009 (Fig. 5). OBIS es una base de datos que contiene información sobre la presencia de especies en todo el mundo a partir de encuestas, telemetría satelital, monitoreo acústico, foto identificación y ciencia ciudadana (OBIS, 2021).

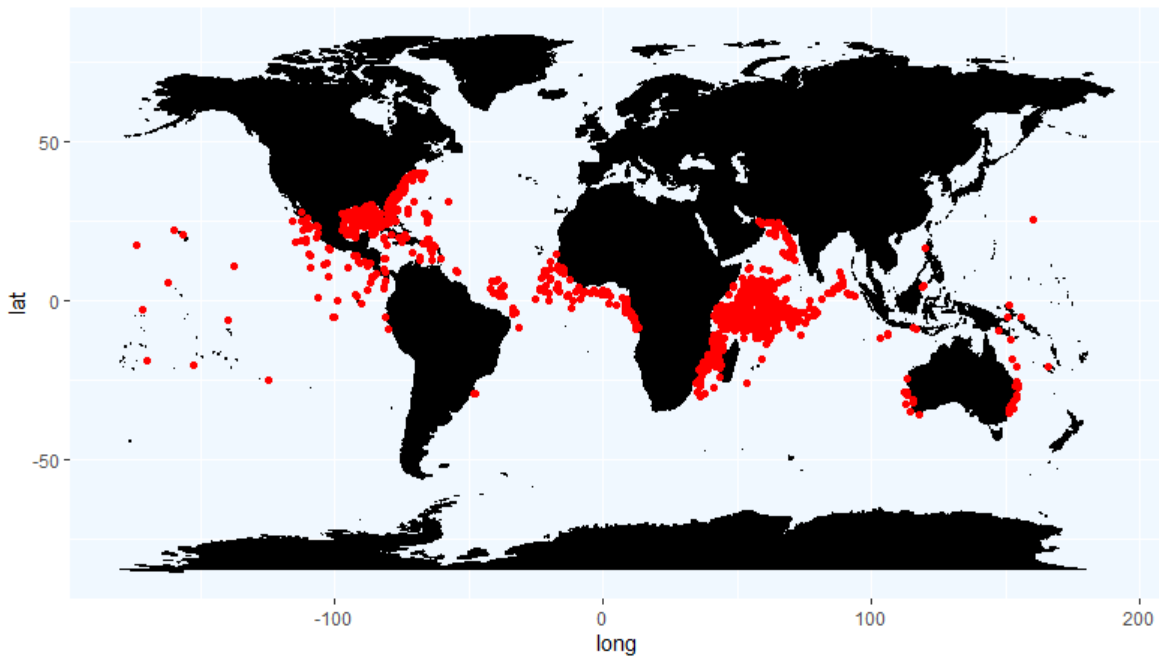


Figura 5. Observaciones globales del tiburón sedoso. (Descargadas de <https://obis.org/>)

6.2.2 Datos ambientales

6.2.2.1 Modelo regional

Para el MDE regional, la alta resolución espacial y temporal de los datos de marcaje se emparejó con datos ambientales de alta resolución espacial y temporal con el fin tener las observaciones de tiburones con sus condiciones medioambientales con la mayor precisión posible en el espacio y el tiempo. Los datos oceanográficos de telemetría se extrajeron del portal web Copernicus (disponible en <https://resources.marine.copernicus.eu/products>) con una alta resolución espacial ($\sim 5-10 \text{ km}^2$) y temporal (diaria) (Tabla 2).

Las capas ambientales se eligieron en base a 1) factores ambientales que se ha demostrado previamente que afectan a la presencia del tiburón sedoso según lo obtenido de la literatura y el asesoramiento de expertos, 2) disponibilidad de datos de alta resolución temporal/espacial, 3) garantizar que los datos ambientales coincidan con los datos de marcaje en términos temporales (2010-2016) y 4) disponibilidad para la región de interés (véanse todos los detalles en la Tabla 2; Tabla 1).

Tabla 2. Capas ambientales utilizadas para el modelo regional. (Abreviaciones se encuentran descritas por sus siglas en inglés).

Capa	Resolución temporal	Resolución espacial	Unidades	Fecha	Base de datos
Temperatura Superficial del Mar (TSM)	Diaria	5 km	K°	2010-2017	COPERNICUS
Concentración de Clorofila (CLO)	Diaria (interpolada con datos mensuales)	4 km	mg m ⁻³	1997-presente	COPERNICUS
Altura Superficial del Mar (ASM)	Diaria	8.3 km	m	1993-2020	COPERNICUS
Dirección de corriente del Este y del Norte (DCE y DCN)	Diaria	8.3 km	m s ⁻¹	1993-2019	COPERNICUS

La dirección de la corriente marina se transformó en velocidad de la corriente mediante la siguiente fórmula:

$$\sqrt{U^2 + V^2} \quad (1)$$

Dónde U representa la velocidad zonal y V la meridional.

Para estandarizar las diferentes resoluciones espaciales en las variables ambientales se realizó una interpolación bilineal, con todos los datos convertidos a una resolución espacial de 8.3 km², la misma que la variable más gruesa (Fig. 6).

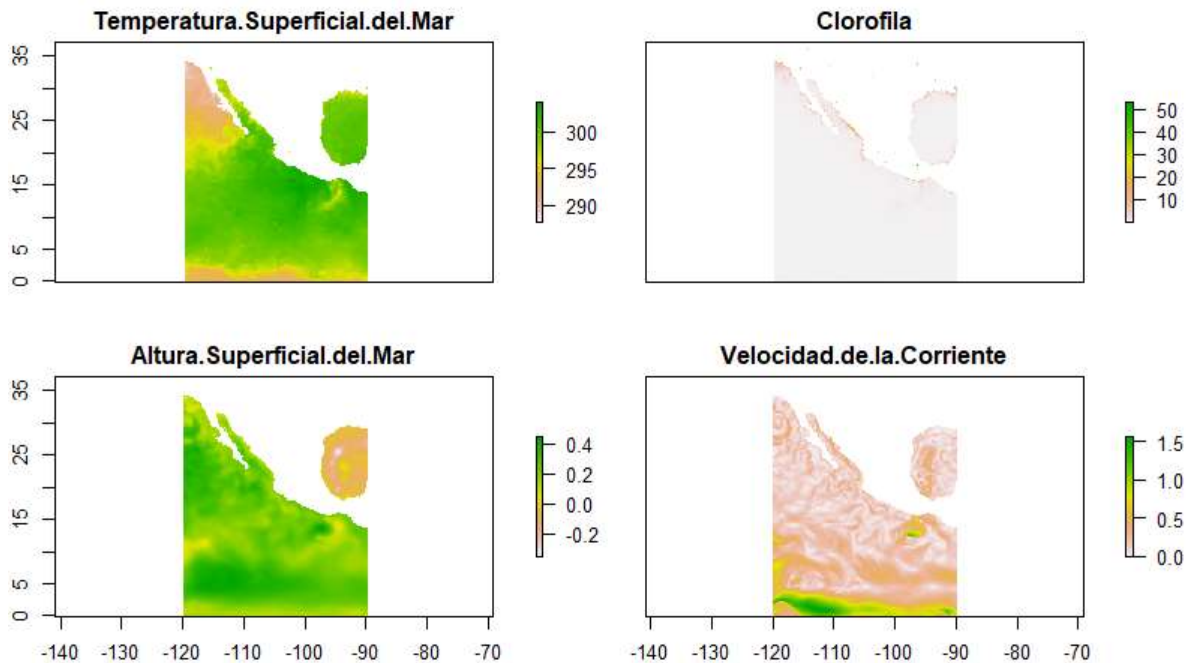


Figura 6. Ejemplos, rásteres de un día de las capas ambientales utilizadas para el modelo regional, temperatura de la superficie del mar (TSM), concentración de clorofila (CLO), altura de la superficie del mar (ASM), y velocidad de la corriente (VC). El eje X es la longitud y el eje Y es la latitud.

6.2.2.2 Modelo global

Para el modelo global se utilizaron climatologías oceanográficas con las mismas variables que en el modelo regional. Las capas globales se descargaron de GMED. Sin embargo, la altura de la superficie del mar no estaba disponible en esta climatología; por lo tanto, se incluyó descargando conjuntos de datos mensuales de la base de datos COPERNICUS y luego se promedió en el mismo periodo que las otras variables (Tabla 3).

Tabla 3. Capas ambientales utilizadas para el modelo global.

Capa	Resolución temporal	Resolución espacial	Unidades	Fecha	Base de datos
Velocidad de la corriente (VC)	climatología	9 km	m/s	2002-2009	GMED
Temperatura superficial del mar (TSM)	climatología	9 km	C°	2002-2009	GMED
Concentración de clorofila (CLO)	climatología	9 km	mg m-3	2002-2009	GMED
Altura Superficial del mar (ASM)	mensual	8.7 km	m	2002-2009	COPERNICUS

Los datos de dirección de corriente se convirtieron en velocidad de corriente para las capas globales utilizando la misma ecuación que el modelo regional (1). Además, como la ASM tenía una resolución espacial ligeramente diferente, se normalizó mediante interpolación bilineal para ajustarla a las demás variables. Por último, para garantizar que las capas globales estuvieran en las mismas unidades que las capas regionales, la temperatura de la superficie del mar se convirtió de grados Celsius a grados Kelvin (Fig. 7).

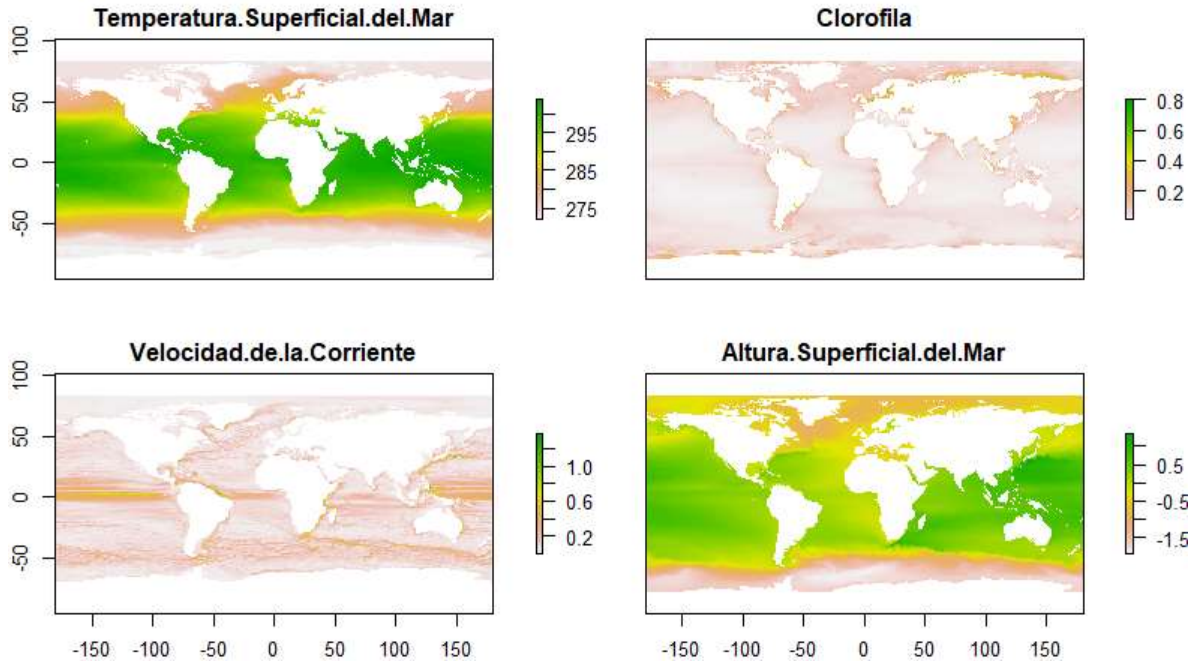


Figura 7. Capas ambientales del modelo global. temperatura de la superficie del mar (TSM), concentración de clorofila (CLO), altura de la superficie del mar (ASM), y velocidad de la corriente (VC). El eje X es la longitud y el eje Y es la latitud.

6.2.3 Datos de las pesquerías

Los datos de pesquerías se descargaron del esfuerzo pesquero de las pesquerías de atún con palangre y cerco en el área de estudio de la base de datos de “Global Fishing Watch” (GFW; (<https://globalfishingwatch.org/>)). A una resolución espacial de 10 km² y una resolución temporal diaria, coincidiendo con la extensión del modelo regional y utilizando los años 2015 a 2016 para que coincidieran con la observación de marcaje. Debido a la preocupación por la calidad de los datos antes del 2015, solo se usaron datos del 2015 y 2016 de GFW.

Los datos del esfuerzo pesquero del GFW se derivan de los datos del Sistema de Identificación Automática (AIS), un sistema transceptor basado en buques para la seguridad de la navegación. A través de torres y satélites se recopilan datos sobre la posición, la velocidad y el rumbo de los buques, que se analizan mediante algoritmos de GFW para detectar patrones de actividad, tal como se describe en Kroodsma *et al.* (2018).

6.3 Modelado

Se utilizó el paquete BIOMOD2 para crear ambos modelos (Global y Regional), en R (Thuiller *et al.*, 2016). Este paquete crea diferentes estrategias para la validación cruzada, la selección de pseudoausencias y el uso de diferentes algoritmos, asimismo, también permite la creación de un modelo de ensamblaje, lo que significa que puede promediar (o hacer una media ponderada) de todos los algoritmos (Thuiller *et al.*, 2016). En las secciones siguientes se pueden consultar todos los detalles.

6.3.1 Modelo regional

6.3.1.1 Preparación de datos de marcaje utilizando un modelo de espacio-estado (MEE)

El primer paso para trabajar con datos de marcaje satelital es procesar y filtrar la información que reportan los dispositivos de satelitales, estos dispositivos tienen cierto nivel de error asociado con las coordenadas que capturan del satélite. Estas ubicaciones (coordenadas) de animales en movimiento obtenidos a través de un dispositivo satelital pueden ser difíciles de ajustar, especialmente porque pueden tener errores de estimación no gaussianos y variables en el tiempo, observaciones irregulares y comportamientos individuales complejos (Jonsen *et al.*, 2005).

Por esta razón, las ubicaciones sin procesar de cada individuo marcado se filtraron utilizando un modelo de espacio-estado (MEE) (Jonsen *et al.*, 2005) en el paquete “foieGras” (Jonsen *et al.*, 2019; 2020) en R (Rstudio Team, 2020). Este paquete utiliza un enfoque bayesiano que considera los errores de ubicación de los satélites dados por las clases de calidad de ubicación de Argos (Silva *et al.*, 2014). Este proceso es importante ya que la mala interpretación de la ubicación exacta del individuo marcado puede afectar el cálculo de la ubicación que luego afectará la correlación con el entorno (Silva *et al.*, 2014).

El modelo de espacio-estado utiliza un proceso de cadena de Markov donde los estados que no se observan evolucionan en intervalos de tiempo regulares dados por la probabilidad y la frecuencia del estado anterior, la variabilidad del proceso y parámetros

biológicos. La dinámica de este proceso se modela mediante una ecuación conocida como "Paseo aleatorio correlacionado". Este modelo se produce en las diferencias de las ubicaciones consecutivas, es decir, en el movimiento y no las ubicaciones per se. También está correlacionado tanto en dirección como en velocidad.

Sin embargo, el movimiento de los animales es más complejo y puede tener varios caminos, existen varios parámetros que pueden afectar la velocidad y la dirección. Por lo tanto, los parámetros de movimiento se incluyen en el modelo dependiendo del tipo de comportamiento. Además, los datos satelitales no se proporcionan con regularidad; puede faltar información durante períodos relativamente largos. Por lo tanto, se propone una alternativa a la regularización de datos a priori al permitir que los datos observados irregularmente se modelen directamente dentro del marco de espacio de estado ($y_{t,i}$), utilizando la fórmula:

$$y_{t,i} = (i - j_i)x_{t-1} + j_ix_t + \epsilon_t \quad (2)$$

Dónde j_i es la proporción del intervalo de tiempo regular entre x_{t-1} y x_t , donde x_t es un vector bidimensional de los estados no observados en el tiempo t, donde se realizan las observaciones en I, y ϵ_t es un vector aleatorio que representa el error de estimación (Jonsen *et al.*, 2005).

Para que las ubicaciones se pronostiquen con el MEE, deben instalarse con un prefiltro de velocidad. Para este estudio se utilizó una velocidad máxima de 2.5 m/s para el tiburón sedoso y utilizando una predicción de las ubicaciones reales cada 24 horas (Fig. 8).

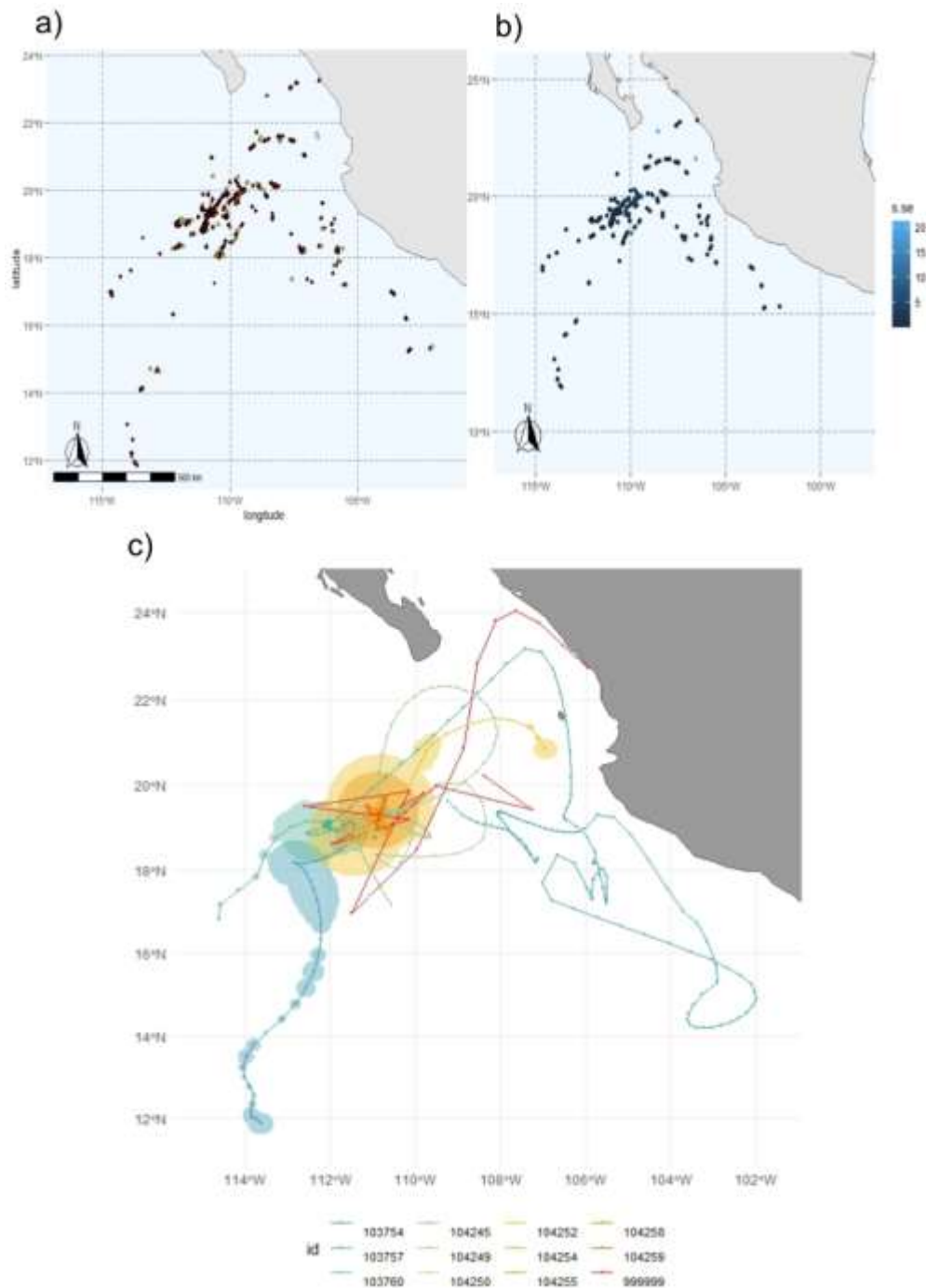


Figura 8. (A) Diferencia entre puntos de datos sin procesar (puntos rojo oscuro) y datos filtrados (puntos amarillos) realizados por MEE. (B) Nivel de error (km) asociado a los transmisores SPOT corregido, azul oscuro significa sin error, azul claro significa error alto. (C) Predicción de movimiento de cada individuo marcado.

6.3.2 Modelo de Distribución de Especie

6.3.2.1 Algoritmos utilizados

Para que los modelos (regional / global) fueran lo más comparables posible, se utilizaron los algoritmos siguientes: GAM, RF, GBM y MaxEnt (Las siglas de los algoritmos se hicieron por sus nombres en inglés). Ambos modelos se validaron mediante validación cruzada espacial.

6.3.2.2 Modelo Aditivo Generalizado (GAM)

Al igual que los GLMs, los GAM son enfoques basados en la regresión para modelar la idoneidad del hábitat (Guisan *et al.*, 2017). Sin embargo, los GAM pueden representar una relación no lineal entre la(s) variable(s) ambiental(es) y una respuesta (puntos de presencia). Las formas funcionales no lineales se representan mediante el uso de un "suavizador", una función que puede adoptar una variedad de formas y hacer un modelo más "flexible", permitiendo potencialmente un mejor ajuste a los datos ambientales (Guisan *et al.*, 2017).

6.3.2.3 Bosque aleatorio (RF)

Los Bosques aleatorios (RF) se basan en una técnica de "bagging" que promedia árboles (o subconjuntos de datos) construidos a partir de los datos de entrenamiento. Es decir, esta técnica crea diferentes subconjuntos de los datos de entrenamiento con reemplazo para cada subconjunto, por lo tanto, cada modelo se "entrena" de forma independiente y el resultado final se basa en promediar los resultados combinados de los modelos; esto se conoce como "agregación" (Guisan *et al.*, 2017).

6.3.2.4 Máquina de aumento gradual (GBM)

Los GBM, también llamados árboles de regresión potenciados (BRT), son similares a los RF dado que ambos son métodos de “aprendizaje automatizado o machine learning” y se basan en árboles de decisión. Sin embargo, en lugar de promediar los árboles (como en RF), GBM utiliza un procedimiento de “boosting”. Esta técnica minimiza gradualmente los errores de los modelos simples. El Boosting ajusta los árboles a los datos de entrenamiento y, al ajustar los residuos a los mismos predictores una y otra vez, corrige las observaciones deficientes previas al siguiente subconjunto de datos (Guisan *et al.*, 2017).

6.3.2.5 Entropía Máxima (MaxEnt)

MaxEnt calcula la idoneidad del hábitat mediante una técnica de “machine learning” que tiene dos componentes principales: 1) el modelo intenta maximizar la entropía de la información sobre la región de estudio, y 2) las restricciones, las regularizaciones que restringen la proyección en función de la asociación de las presencias de las especies con el entorno. MaxEnt calcula dos densidades de probabilidad: las capas ambientales sobre los puntos de presencia, y la densidad de probabilidad de toda la región basada en los puntos de fondo (puntos creados para caracterizar el ambiente). Para hallar estas densidades de probabilidad se utiliza un enfoque basado en la verosimilitud. Por último, MaxEnt calcula la relación entre ambas densidades de probabilidad para crear un MDE (Guisan *et al.*, 2017).

6.3.2.6 Selección de pseudo-asuencias

Se sabe que los modelos de presencia-ausencia funcionan mejor que los modelos de solo presencia, sin embargo; las ausencias verdaderas son difíciles de obtener para muchas especies; por lo tanto, la creación de "pseudoausencias" a partir de datos de fondo

permite utilizar una gama más amplia de enfoques de modelización y aumenta potencialmente el rendimiento del modelo (Barbet-Massin *et al.*, 2012).

BIOMOD2 tiene diferentes métodos para seleccionar las pseudo-ausencias. Para ambos modelos se seleccionó el método de “sobre de rango superficial” (SRE, por sus siglas en inglés). Este método consiste en una selección aleatoria de puntos fuera de un área geográfica adecuada estimada por un modelo SRE (Barbet-Massin *et al.*, 2012).

Para el modelo global se seleccionaron 30,000 pseudo-ausencias, mientras que para el modelo regional se hizo una selección de 400 pseudo-ausencias, esta cantidad se seleccionó para que no tuvieran más peso que las presencias. Además, la selección de pseudo-ausencias para el modelo regional tiene otro nivel de complejidad debido a la naturaleza temporalmente explícita (toma en cuenta el espacio en el tiempo) de los datos. La selección de pseudo-ausencias de SRE sólo toma en cuenta el espacio para crear los datos de fondo, no el tiempo. Así pues, se estableció una extracción de estos datos de fondo para calcular las coordenadas de cada pseudo-ausencia y, a continuación, se seleccionó una fecha aleatoria entre el 1 de noviembre de 2010 y el 30 de abril de 2016 (el intervalo de fechas de los datos de marcaje). Posteriormente, las coordenadas de los datos de fondo se vincularon a las fechas aleatorias generadas. Por último, se extrajeron los datos de cada capa en ese espacio y tiempo para las pseudo-ausencias.

6.3.2.7 Validación Cruzada

La validación cruzada consiste en dividir los datos en subconjuntos, datos de entrenamiento y datos de prueba, para minimizar la posibilidad de sobreajuste y proporcionar una evaluación semiindependiente del rendimiento del modelo. Los datos de entrenamiento se utilizan para calibrar el modelo y los de prueba para estimar su rendimiento. En ambos modelos se utilizaron distintos métodos de validación cruzada. En el modelo global se utilizó la validación cruzada tradicional, mientras que en el modelo regional se utilizó la validación cruzada “k-fold”. Esto se debió a las limitaciones computacionales, ya que el método k-fold colapsó cuando se utilizó en el modelo global.

El enfoque tradicional utilizado para el modelo global consiste en dividir los datos, en datos de prueba y datos de entrenamiento. El 70% de los datos sirvió para entrenar el modelo y el restante 30% para probarlo, esto se hizo 3 veces, cada vez con un subconjunto de datos de prueba y entrenamiento diferentes. Para el modelo regional se utilizó el método de validación cruzada k-fold. Este método consiste en dividir los datos en grupos o pliegues. Cada pliegue funciona como un conjunto de datos de "espera", y los pliegues restantes se utilizan como datos de entrenamiento. Posteriormente, se utilizan los datos del conjunto de entrenamiento para ajustar el modelo y evaluarlo en los datos de prueba. Cada pliegue puede ser un conjunto de datos "espera" y un conjunto de datos de entrenamiento, y cada muestra puede utilizarse en el conjunto "espera" una vez y usarse para entrenar el modelo k-1 veces (Anguita *et al.*, 2012). Para el modelo regional se utilizó una validación cruzada de 5 pliegues (5-fold).

6.3.3 Modelo combinado

Una vez realizados el modelo regional y el global, se creó un modelo combinado. Donde el modelo global se proyectó en capas regionales. Esto se hizo para comparar visualmente las diferencias de las proyecciones. El modelo regional es un modelo dinámico de alta resolución comparado contra un modelo global estático proyectado en capas regionales y diarias.

El modelo regional se creó utilizando datos de marcaje muy precisos en el tiempo y el espacio en una región concreta del tiburón sedoso, mientras que el modelo combinado se creó utilizando un conjunto global de datos de observaciones que abarca toda la distribución global del tiburón sedoso. Los modelos regional y combinado se proyectaron en las mismas capas espaciotemporales.

6.4 Correlación con el esfuerzo de pesca

Para medir la correlación entre los datos de esfuerzo pesquero y el índice de idoneidad del tiburón sedoso (utilizando el modelo regional) en el Pacífico tropical mexicano, se calculó

una hoja de datos de esfuerzo pesquero como horas sumadas en cada celda de la cuadrícula (resolución espacial de 10 km²) de enero de 2015 a abril de 2016.

También se calculó una hoja de datos del promedio en cada celda de la cuadrícula del índice de idoneidad de hábitat (IIH) del tiburón sedoso de enero de 2015 a abril de 2016. A diferencia de la hoja de datos de pesca (donde se calcularon las horas sumadas), se calculó la media de las proyecciones diarias del IIH regional que coincidía con las fechas del esfuerzo pesquero, y se interpoló bilinealmente a la misma resolución que el esfuerzo pesquero. Por último, se calculó una correlación entre el índice de idoneidad del tiburón sedoso y el esfuerzo pesquero mediante el método de "Spearman".

7. RESULTADOS

Se desarrolló un modelo de idoneidad de hábitat de alta resolución espacial y temporalmente dinámico para el tiburón sedoso a escala regional para el Pacífico Tropical Mexicano, así como un modelo estático, basado en climatologías de idoneidad de hábitat a escala global del tiburón sedoso. Además, se creó un modelo combinado, para el cual se proyectó el modelo global sobre los datos ambientales espacio-temporales utilizados para crear el modelo regional. Por último, un análisis de correlación espacial estimó la relación entre los datos pesqueros del CIATT y el GFW con la idoneidad del hábitat a partir del modelo regional.

Cabe destacar que los gráficos y tablas de los modelos global y regional tienen un formato diferente, ya que el modelo global se construyó con BIOMOD2 versión 3.5.1 y el modelo regional con BIOMOD2 versión 4.0 debido a las limitaciones computacionales al utilizar el modelo GBM con la versión 4.0.

7.1 Modelo regional

El rendimiento de los modelos regionales se evaluó mediante las Métricas “True Skill Statistic” (TSS) y “Receiving Operating Characteristic” (ROC). Ambas métricas arrojan valores que oscilan entre 0 y 1. Los números mayores reflejan una mejor clasificación, 0.5 es igual a aleatorio y entre 0.7 y 0.8 (según el autor) se consideran buenas calificaciones. En este estudio, RF tiene los valores más altos de ambas métricas (calificación ROC de 0.915 a 1, y calificación TSS de 0.729 a 0.986), seguido de GBM (calificación ROC de 0.835 a 0.914 y calificación TSS de 0.606 a 0.718), después GAM (calificación ROC de 0.824 a 0.912 y calificación TSS de 0.617 a 0.72) y, por último, MaxEnt (calificación ROC de 0.837 a 0.925 y calificación TSS de 0.596 a 0.696) (Fig. 9).

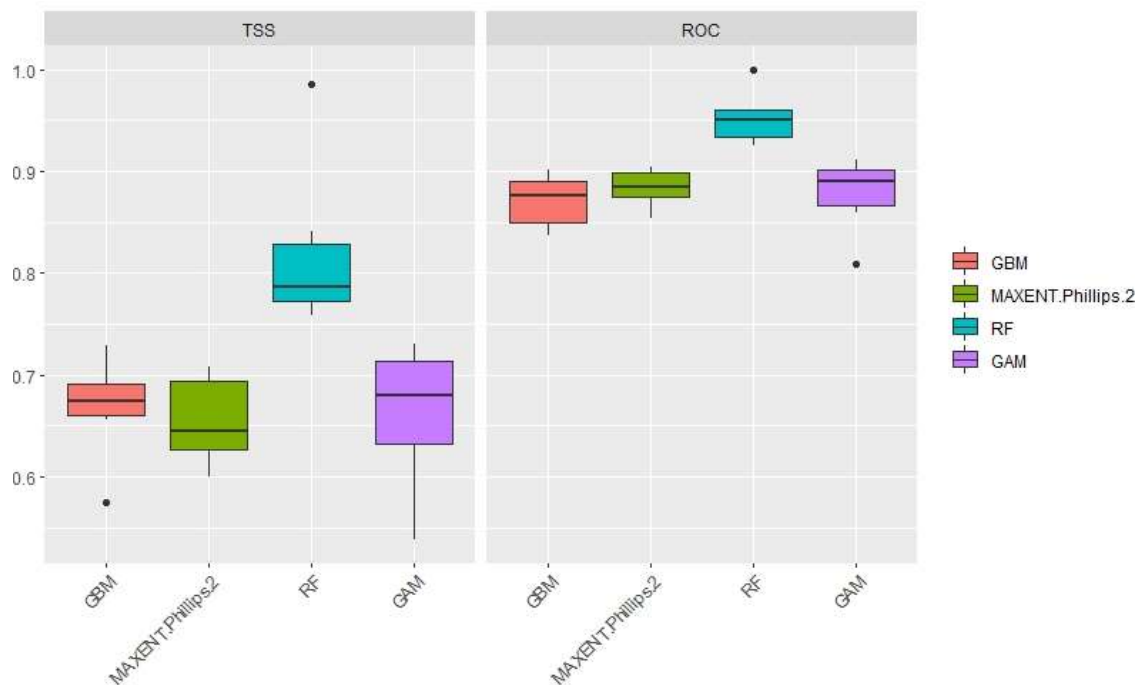


Figura 9. Puntuaciones TSS y ROC por algoritmo utilizando los datos de prueba.

De las variables ambientales utilizadas, la velocidad de la corriente fue la variable más informativa para GAM, GBM y MaxEnt, y una cercana segunda en RF. Temperatura de la superficie del mar (TSM) fue la segunda variable más informativa, seguida de la altura de la superficie del mar (ASM) y la concentración de clorofila (CLO), que tuvieron la menor importancia en todas las ejecuciones y en todos los algoritmos (Fig. 10).

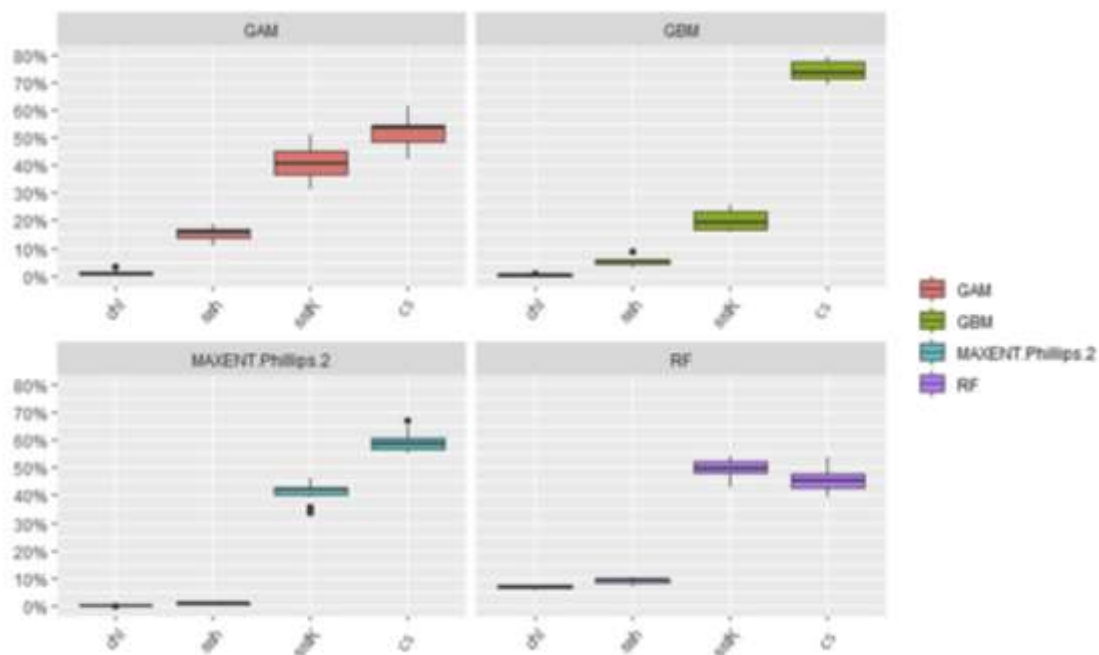
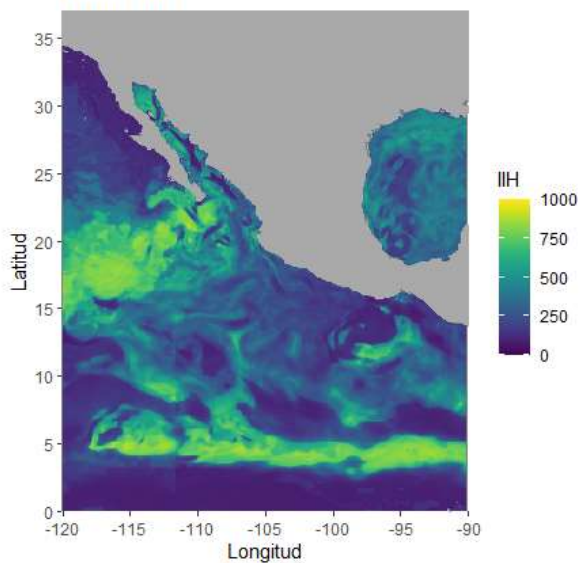


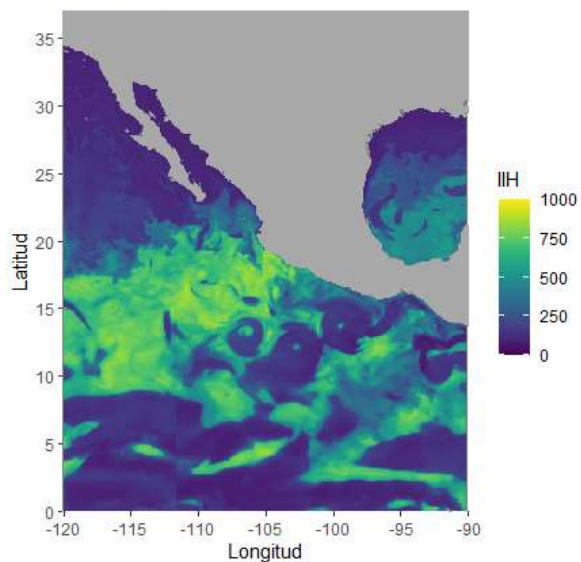
Figura 10. Importancia de las variables por algoritmo. Concentración de clorofila (CLO), altura de la superficie del mar (ASM), temperatura de la superficie del mar (TSM), velocidad de la corriente (CS). Este grafico contiene abreviaciones por sus siglas en inglés.

Tras ejecutar el modelo por separado para cada uno de los algoritmos, se combinaron los resultados para producir un modelo de ensamblaje. Dado que hay cuatro algoritmos, cada uno de ellos representó el 0.25 del modelo de ensamblaje. La proyección del modelo regional dinámico se realizó con la probabilidad de las ponderaciones medias. El modelo ensemble tuvo calificaciones de 0.977 ROC y un 0.828 TSS. La proyección realizada por el paquete BIOMOD2 muestra la distribución diaria del tiburón sedoso en el PTM de 2010 - 2016 (Fig. 11).

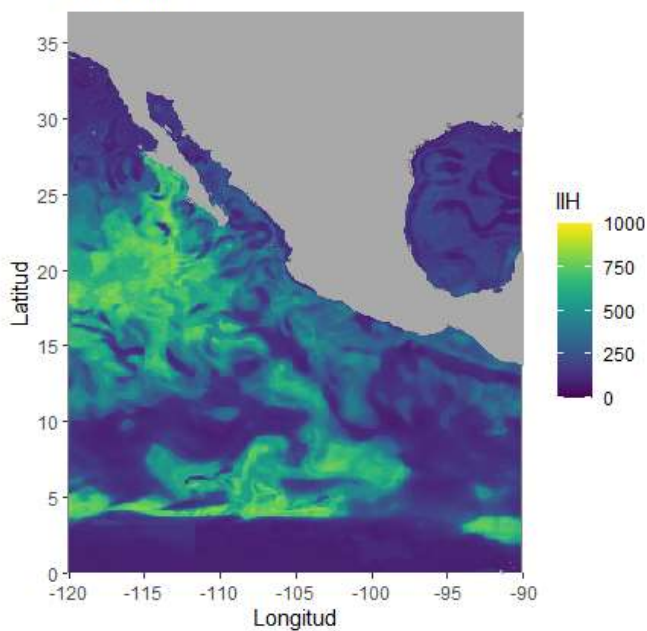
2010-11-01



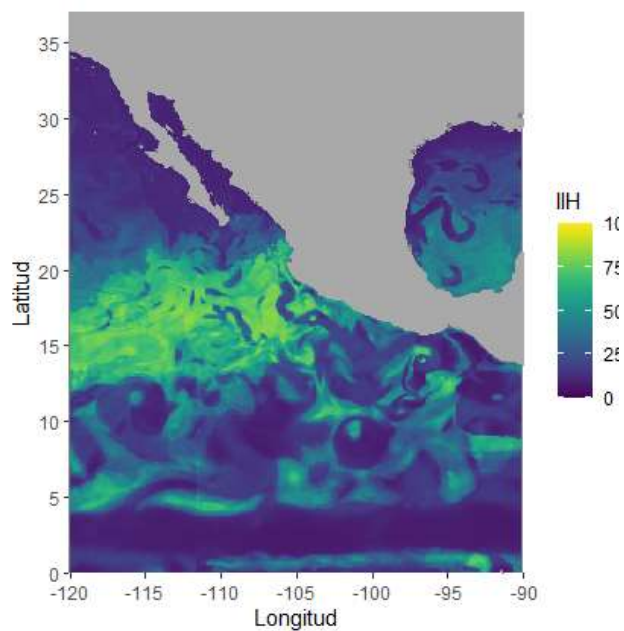
2011-01-19



2011-08-27



2013-03-19



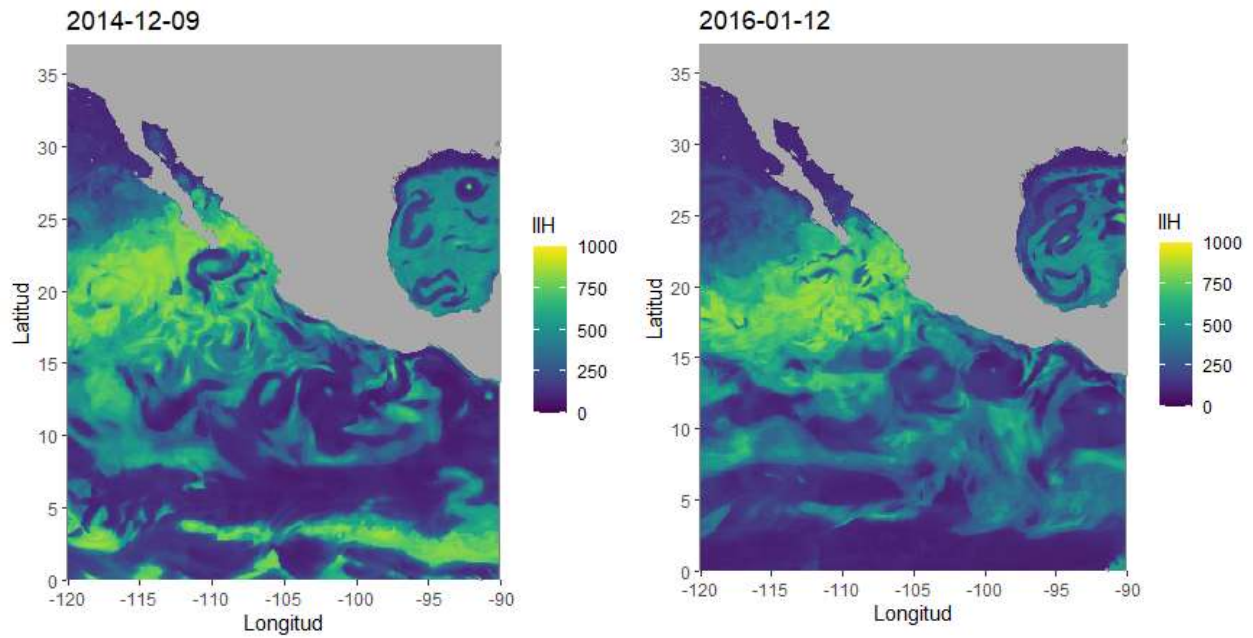
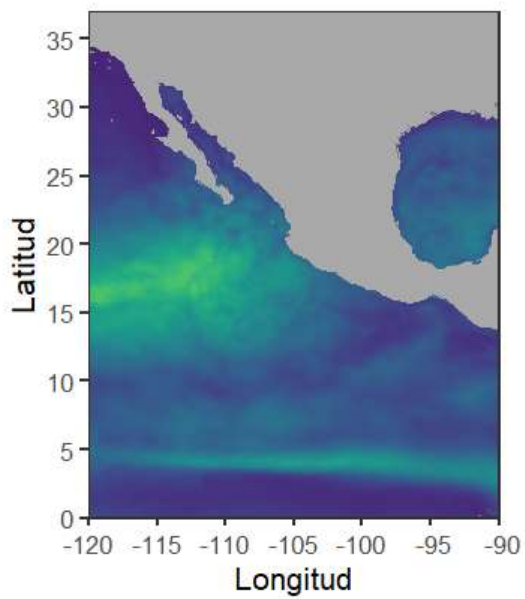
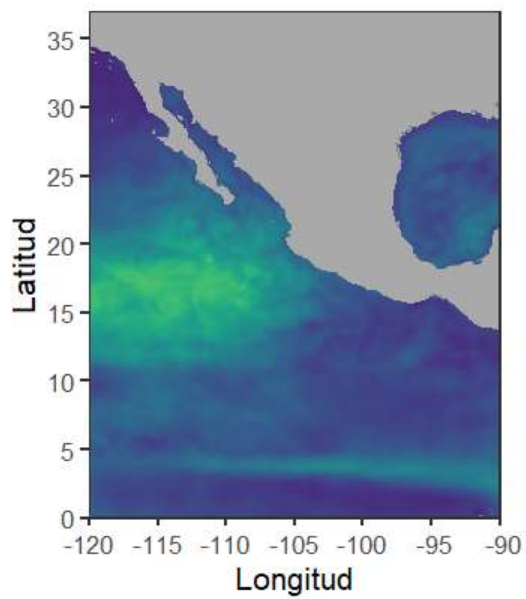


Figura 11. Ejemplo de proyecciones diarias del modelo regional dinámico de alta resolución del tiburón sedoso en el Pacífico Tropical Mexicano. La escala muestra el índice de idoneidad del hábitat (IIH) de 0 a 1000, donde 1000 representa un hábitat muy adecuado.

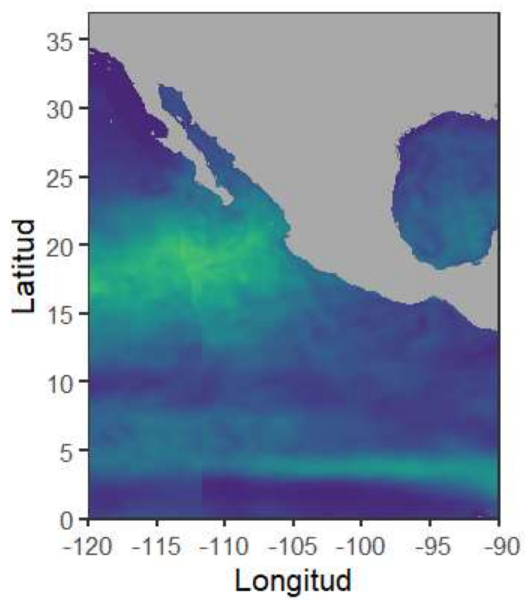
2010 - 2011



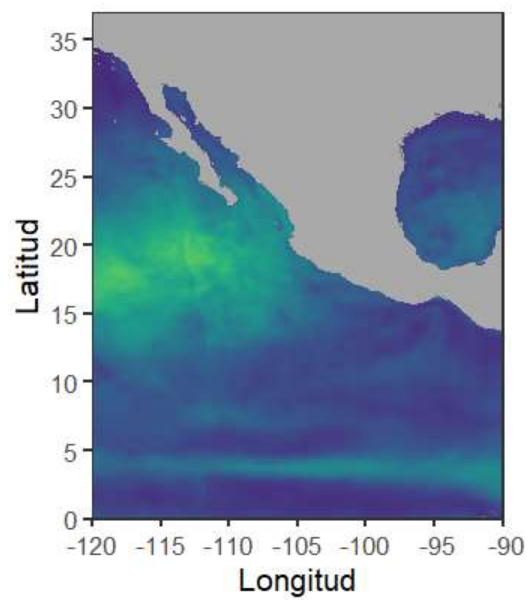
2012



2013



2014



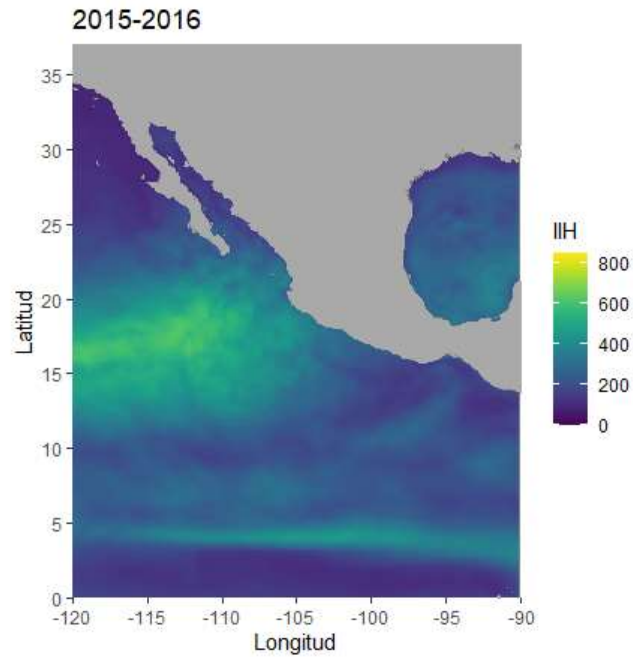
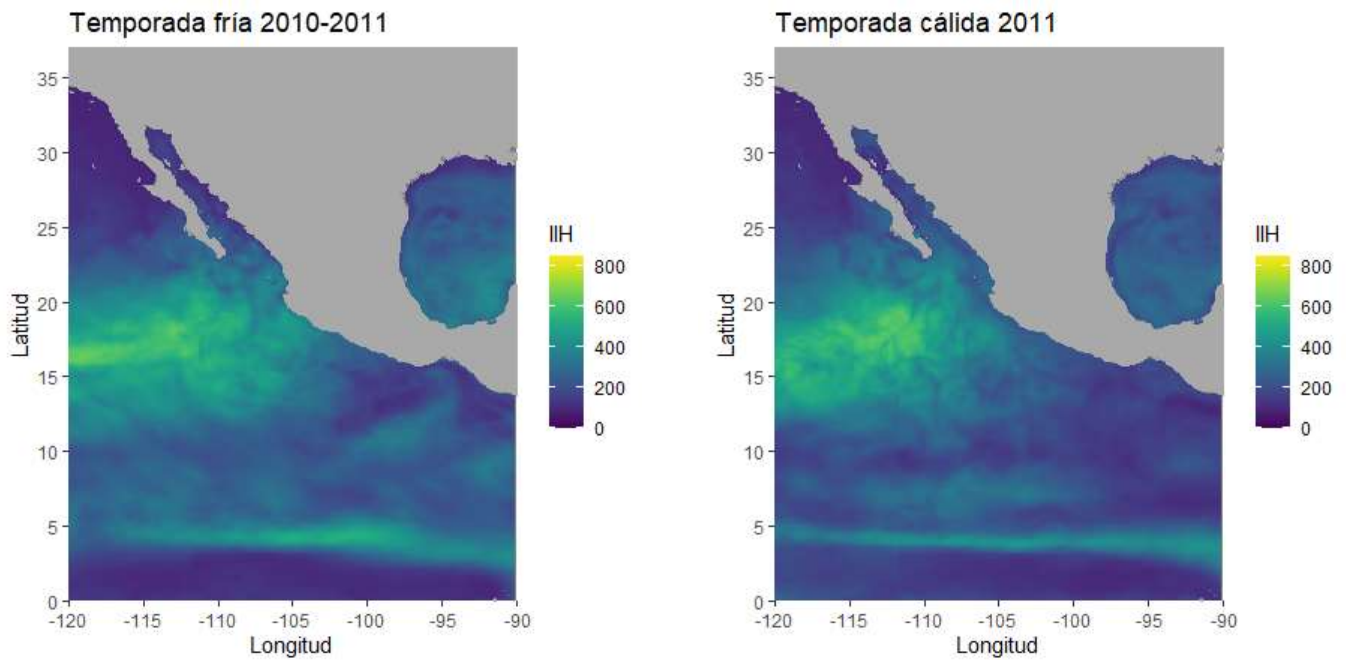
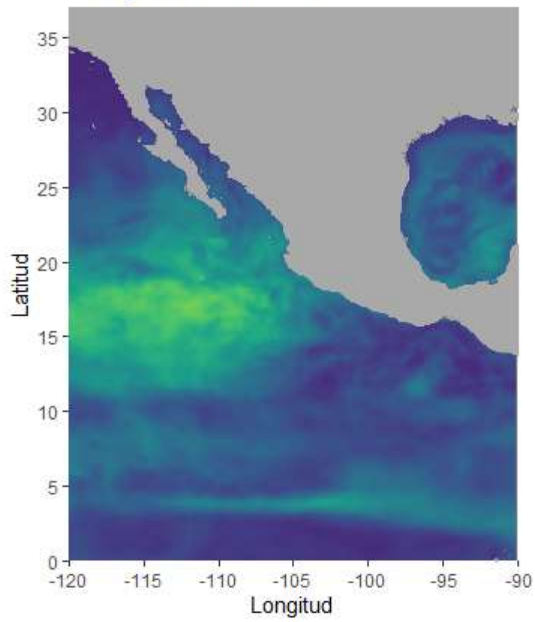


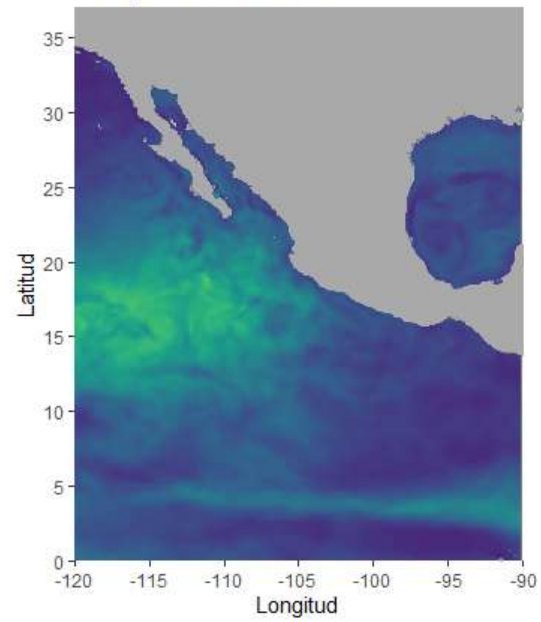
Figura 12. Proyecciones por año utilizando el modelo regional del Pacífico Tropical Mexicano. Se calculó una media de rásters diarios por año para ver las diferencias en las proyecciones anuales.



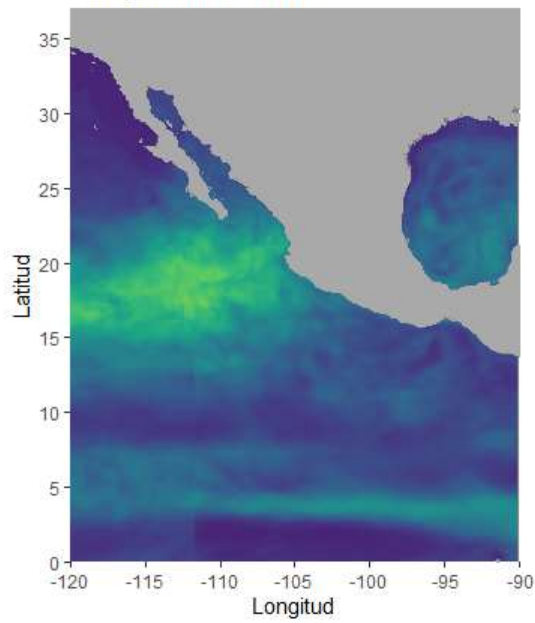
Temporada fría 2012



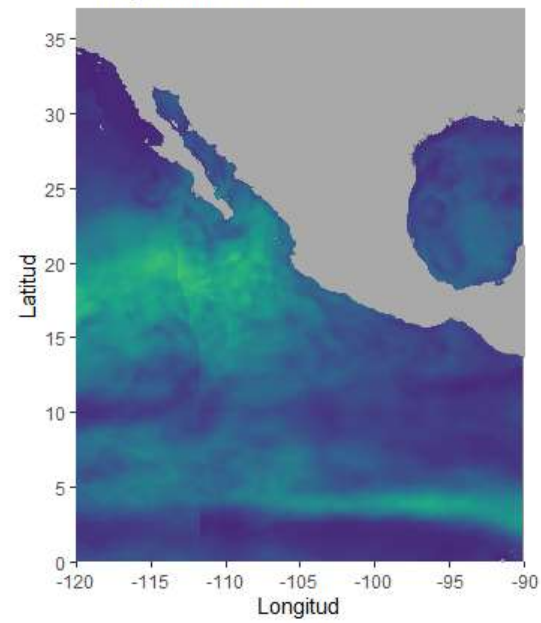
Temporada cálida 2012



Temporada fría 2013



Temporada cálida 2013



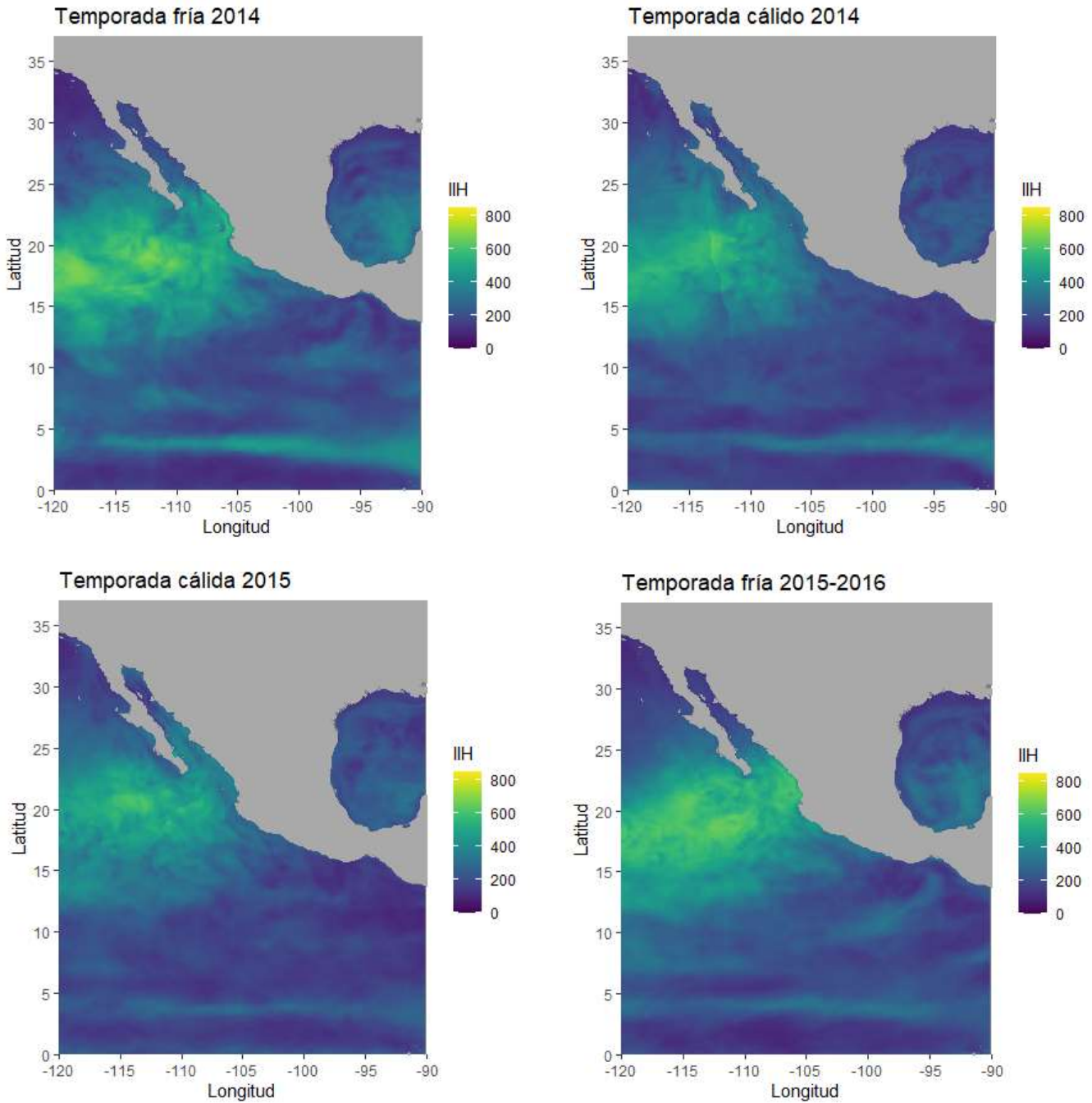


Figura 13. Proyecciones estacionales utilizando el modelo regional en el Pacífico Tropical Mexicano. Se calculó una media de la idoneidad diaria del hábitat por estación (estación fría y estación cálida) cada año. La temporada cálida correspondió a los meses de abril a septiembre y la temporada fría de octubre a marzo.

7.2 Modelo global

Para el modelo global se utilizaron los mismos parámetros de evaluación que para el modelo regional (ROC y TSS) a fin de evaluar la precisión de las predicciones del modelo. El modelo global mostró un buen rendimiento general para todos los algoritmos utilizados. RF obtuvo las mejores puntuaciones (1 en ROC y TSS), seguido de GBM (puntuación ROC de 0.970 y puntuación TSS de 0.867), luego GAM (puntuación ROC de 0.961 y puntuación TSS de 0.842) y por último MaxEnt (puntuación ROC de 0.943 y puntuación TSS de 0.818) (Fig. 14).

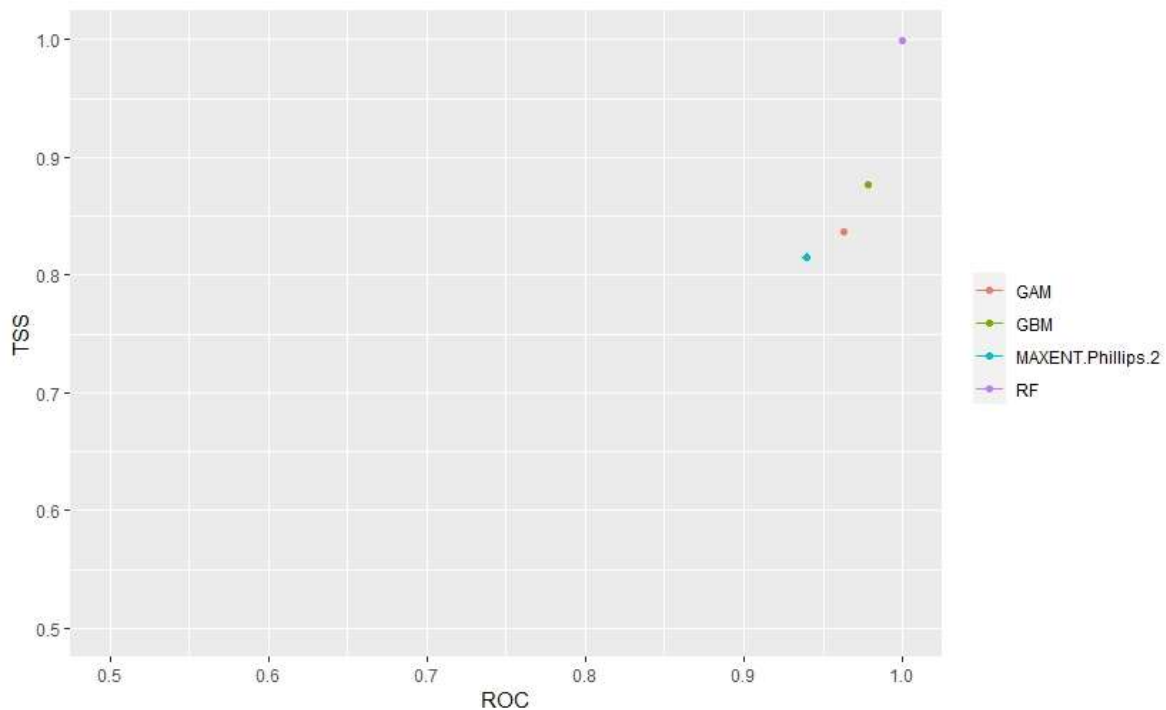


Figura 14. Puntuaciones TSS y ROC globales por algoritmo.

La variable más importante determinada para el algoritmo fue temperatura de la superficie del mar (TSM), y el orden de importancia de las demás variables dependió del modelo. Para el GAM, la segunda variable más importante fue altura de la superficie del mar (ASM), seguida de la velocidad de la corriente (VC) y, por último, concentración de clorofila (CLO). Para el modelo GBM, solamente la temperatura de la superficie del mar

(TSM) fue relevante. Mientras que para el modelo MaxEnt, la segunda variable más importante fue concentración de clorofila (CLO), después la altura de la superficie del mar (ASM) y por último la velocidad de la corriente (VC). Y finalmente, para RF, la segunda variable más importante fue la altura de la superficie del mar (ASM), después concentración de clorofila (CLO) y por último la velocidad de la corriente (VC) (Fig. 15).

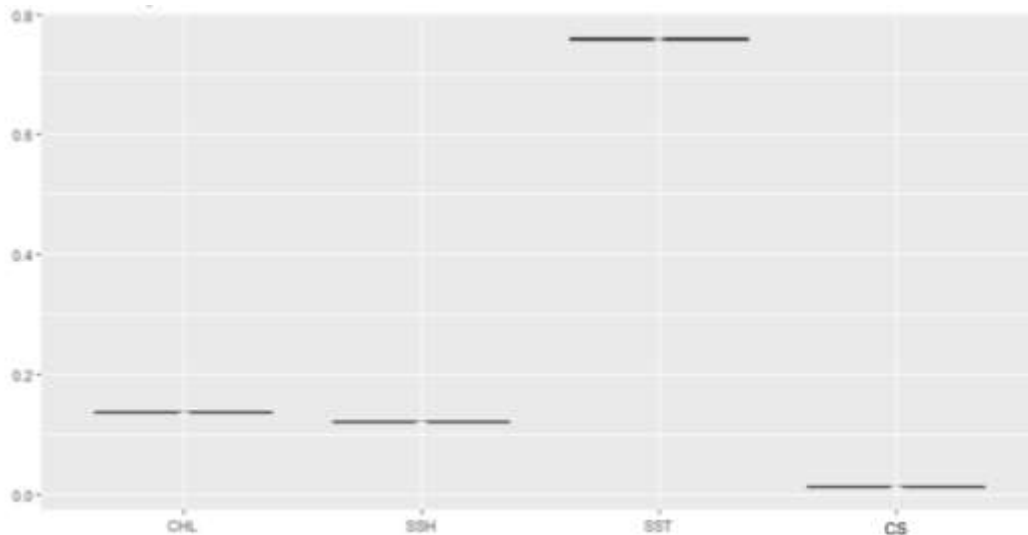


Figura 15. Importancia de la variable promediada en todos los algoritmos para el modelo global. La escala va de 0 a 1. Cuanto más se acerque a 1, más importante es la variable. Concentración de clorofila (CLO), altura de la superficie del mar (ASM), temperatura de la superficie del mar (TSM), velocidad de la corriente (CS). Abreviación de variables se encuentra descrita por sus siglas en inglés.

Al igual que el modelo regional, se creó un modelo de ensamblaje global, el cual también tuvo un procedimiento de promedio no ponderado, por lo que cada algoritmo contabilizó 0.25 para crear el modelo de conjunto. La proyección del modelo global se realizó con la probabilidad de las ponderaciones medias. El modelo obtuvo unas puntuaciones ROC y TSS de 0.997 y 0.940, respectivamente. La proyección mostró una distribución circunglobal del tiburón sedoso en zonas ecuatoriales (Fig. 16).

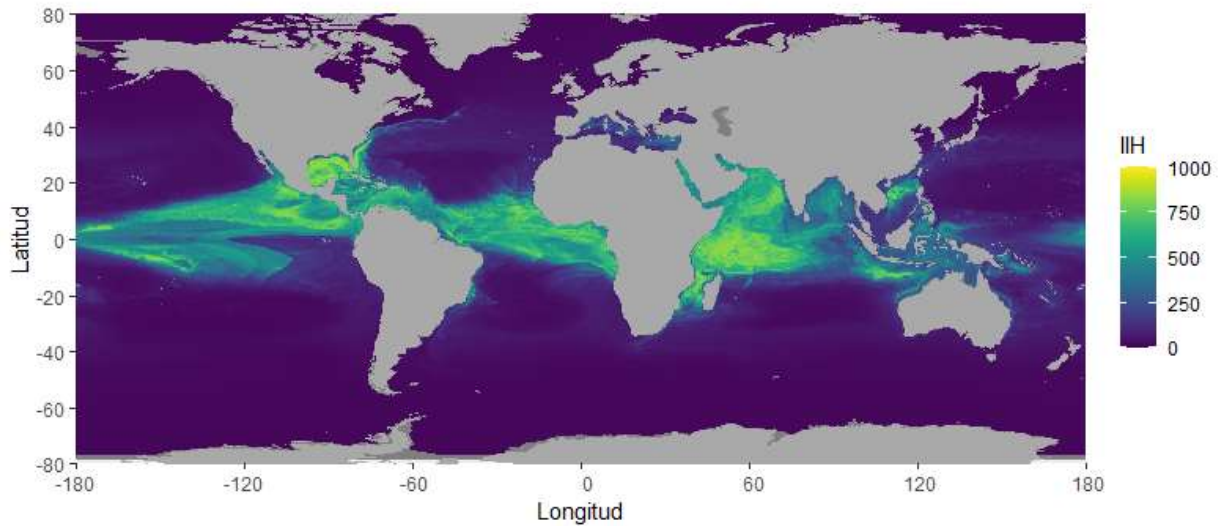
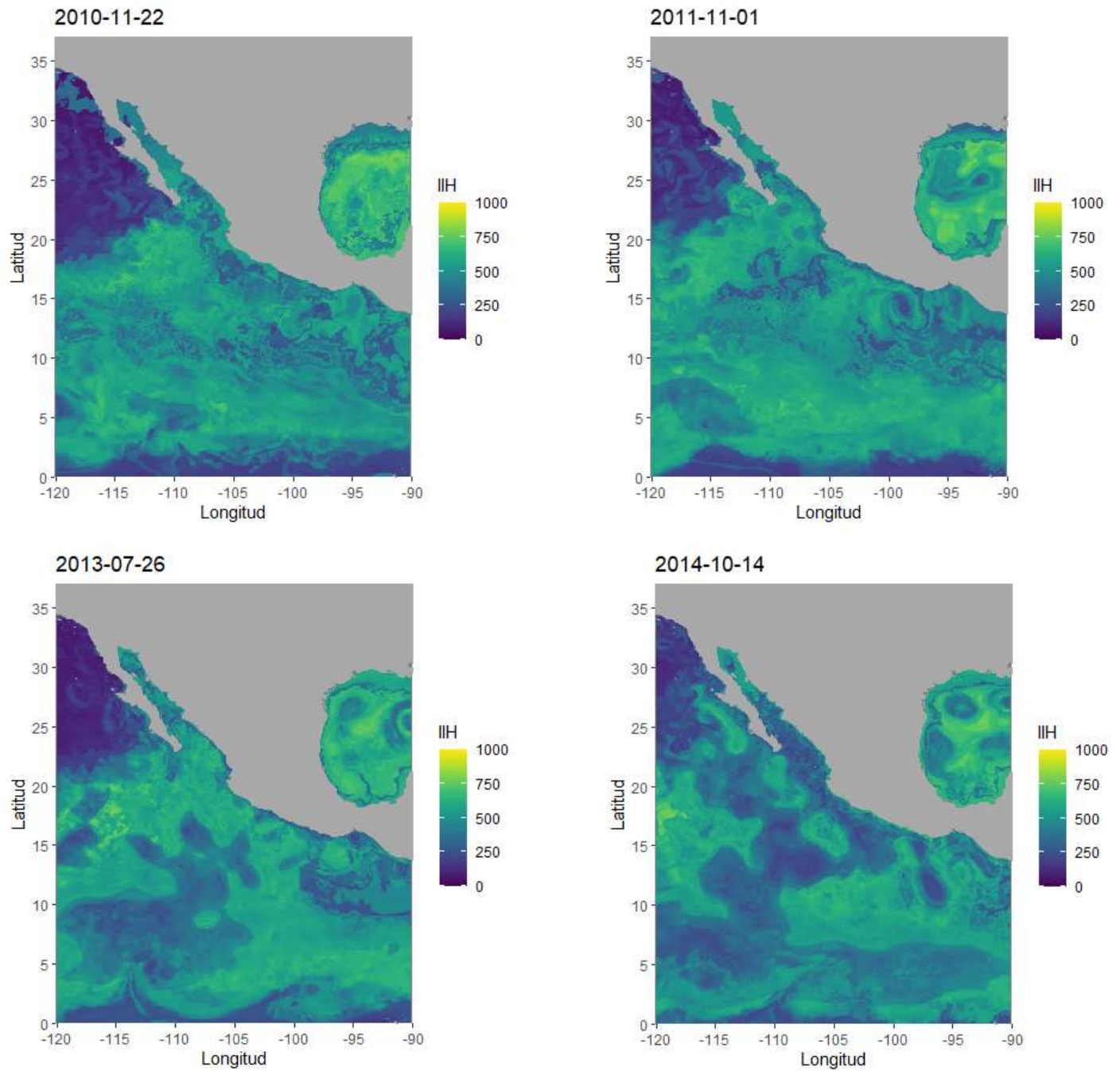


Figura 16. Distribución mundial del tiburón sedoso. La escala de colores del Índice de Idoneidad del Hábitat (IIH) va del verde (Alta idoneidad) al azul (Baja idoneidad).

7.3 Modelo combinado

Para las proyecciones combinadas, se utilizó el modelo global para proyectar sobre las capas de datos regionales. El modelo global se creó con puntos de presencia global OBIS, lo que significa que captura toda el área de distribución de la especie a nivel global; sin embargo, también se creó a partir de climatologías, por lo que no tiene en cuenta el espacio en el tiempo, es decir, solo toma en cuenta el espacio geográfico. Este modelo se proyectó en capas diarias regionales del MTP desde noviembre de 2010 hasta abril de 2016 (Fig. 17).



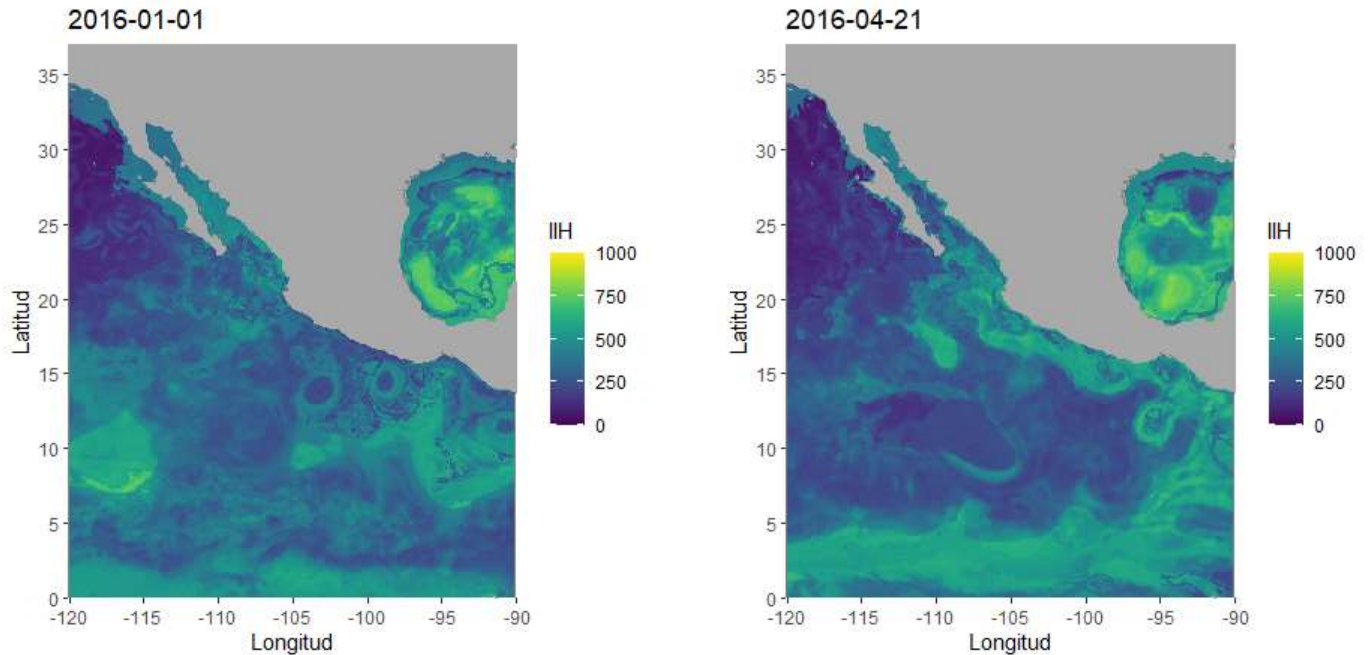


Figura 17. Modelo Global de ensamblaje proyectado sobre variables regionales. Ocho fechas seleccionadas entre noviembre de 2010 y abril de 2016.

7.4 Correlación con el esfuerzo de pesca

Para los datos de esfuerzo pesquero, se sumaron las horas de esfuerzo pesquero desde el 1 de enero de 2015 hasta el 30 de abril de 2016, para un total de 485 días por celda en la cuadrícula. Se observó una concentración de celdas con mayor esfuerzo pesquero cerca de la costa de México, especialmente cerca de las costas de Baja California Sur, Sinaloa y Guerrero, así como en el noreste del Área Natural Protegida Revillagigedo (Fig. 18).

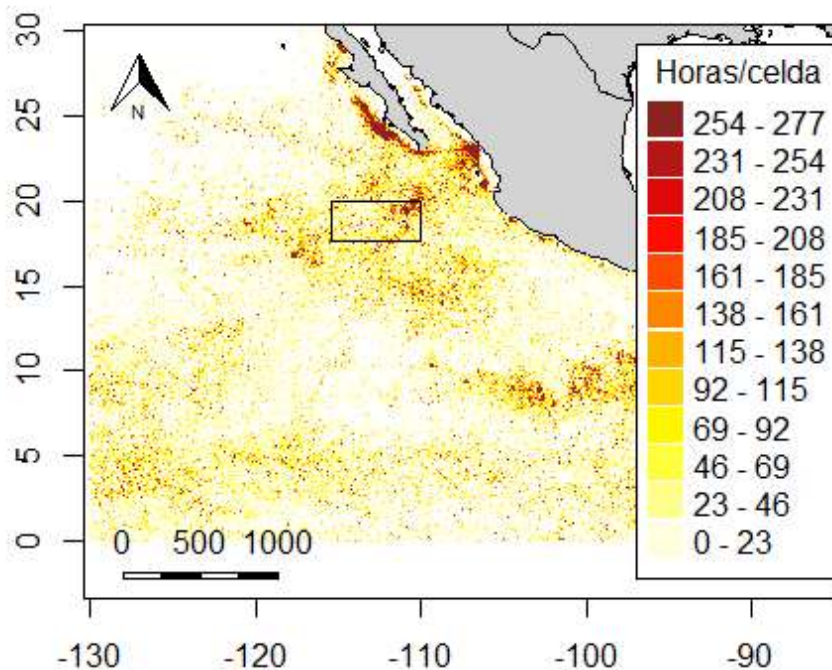


Figura 18. Raster del esfuerzo pesquero (Horas/celda). El rojo oscuro corresponde a las zonas con mayor esfuerzo pesquero y el amarillo claro a las de menor. El polígono representa el Parque Nacional de Revillagigedo.

El IIH medio extraído del modelo regional se promedió a lo largo de los mismos 485 días que los datos de esfuerzo pesquero y muestra valores de IIH más elevados a partir de los 11-25°N, y de 120-103°W (Fig. 19).

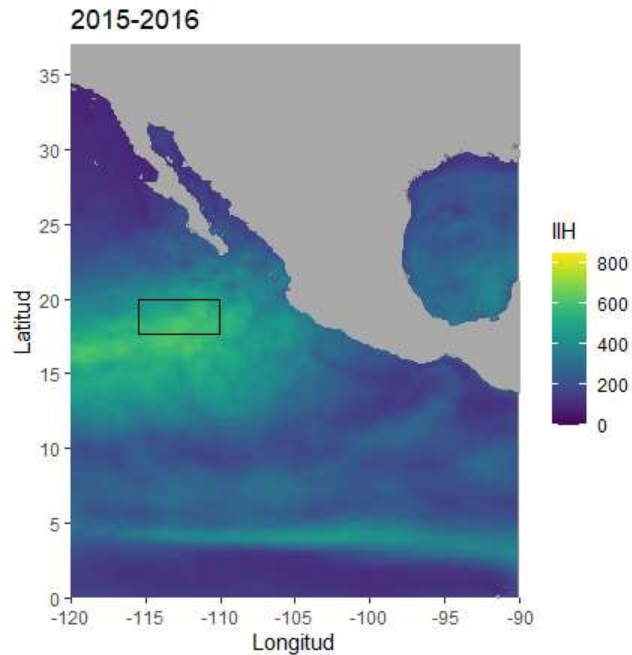


Figura 19. Ráster promediado de enero de 2015 a abril de 2016 con el Índice de Idoneidad del Hábitat (IIH) para el tiburón sedoso. Los valores más altos en verde y los más bajos en azul. El polígono dentro del mapa representa el Parque Nacional de Revillagigedo.

El valor de correlación entre el IIH del tiburón sedoso y el esfuerzo pesquero en el Pacífico Tropical Mexicano de enero de 2015 a abril de 2016 fue $r = 0.2$ con un valor $p = 2.2e-16$.

El gráfico de dispersión muestra los valores de las celdas de la cuadrícula tanto para el esfuerzo pesquero como para el IIH. El esfuerzo pesquero se encuentra a lo largo de los valores de IIH de 0 a 600 para el tiburón sedoso, pero se concentra principalmente de 0 a 300 en el IIH (Fig. 20).

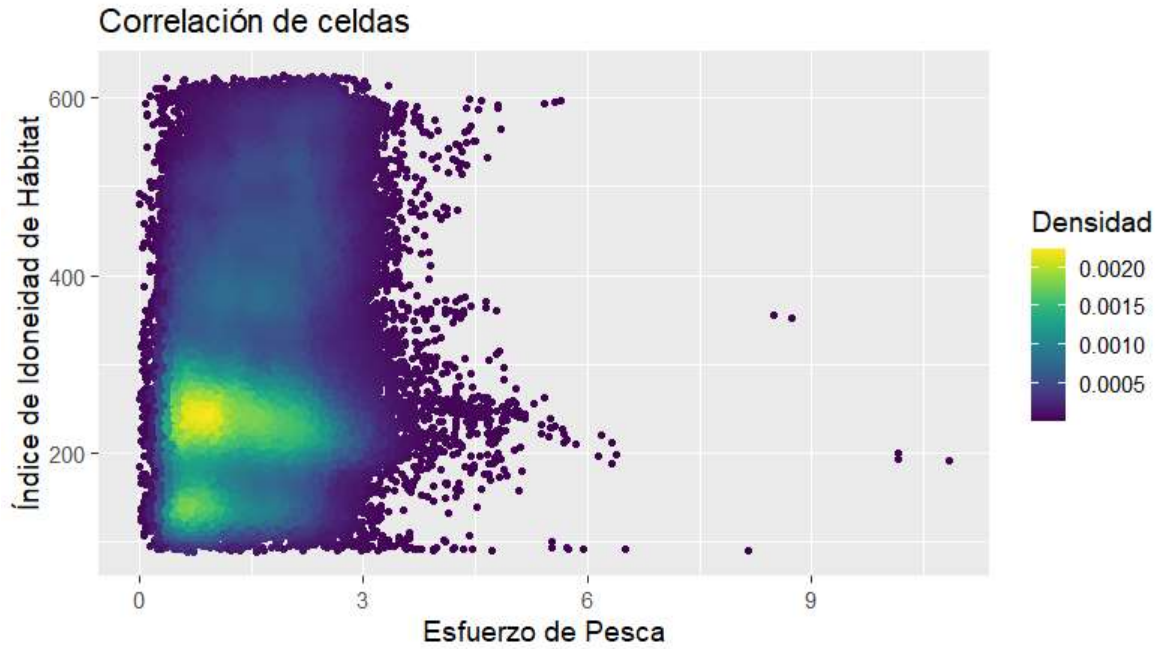


Figura 20. Diagrama de dispersión de correlación. El eje X muestra el esfuerzo pesquero en una escala logarítmica. El eje Y muestra el índice de idoneidad del hábitat para el ráster de 2015-2016. El gráfico también muestra la densidad (concentración) de las celdas de la cuadrícula, donde las zonas verdes muestran la mayor concentración y las zonas azules la menor.

8. DISCUSIÓN

El tiburón sedoso es una de las especies de elasmobranquios más capturadas por las pesquerías tropicales de atún en todo el mundo, por lo que el traslape espacio-temporal entre el hábitat del tiburón sedoso y las embarcaciones pesqueras es una preocupación que debe abordarse.

Para explorar este traslape, se utilizó un enfoque de modelado de idoneidad del hábitat para proyectar la distribución del tiburón sedoso a escala global, y a escala regional en el Pacífico Tropical Mexicano, y posteriormente se calculó una correlación entre las celdas cuadradas del índice de idoneidad del hábitat del tiburón sedoso y las celdas cuadradas de los buques de esfuerzo pesquero en el PTM.

Con base en este trabajo se puede concluir que la distribución del tiburón sedoso en el Pacífico Tropical Mexicano parece estar fuertemente influenciada por la dinámica de las corrientes, así como por la temperatura de la superficie del mar. A escala global este trabajo también sugiere que existe una fuerte relación entre la distribución del tiburón sedoso y la temperatura de la superficie del mar. Finalmente, este estudio también muestra una correlación positiva, pero baja, entre el esfuerzo pesquero y un índice de idoneidad del hábitat del tiburón sedoso para el Pacífico Tropical Mexicano. Aquí discuto estos resultados con más detalle, y las implicaciones para la conservación y su manejo.

8.1 Idoneidad del planteamiento de modelización

Los modelos regional y global son robustos (valores ROC y TSS $> 0.7 - 0.8$); sin embargo, el rendimiento del modelo puede variar en función del tipo de datos, las especies objetivo, las escalas espaciales y temporales y las áreas de estudio (Marmion *et al.*, 2009). Según Valvi *et al.* (2021), RF se considera el mejor modelo para los estudios de MDE, lo que coincide con este estudio, ya que RF obtuvo las mejores puntuaciones tanto en el modelo regional como en el global (Fig. 9, Fig. 14, respectivamente). Incluyendo una puntuación perfecta utilizando ambas métricas de evaluación en el modelo global (Fig. 14).

Se sugiere utilizar modelos “Machine Learning” basados en árboles de decisión (es decir, RF y GBM), especialmente cuando se trata de datos ruidosos, no lineales y de gran dimensión (Li y Wang, 2013). También se ha demostrado que esto coincide con este estudio, ya que el segundo modelo con mejores resultados, tanto en el modelo regional como en el global, fue el GBM (Fig. 9, Fig. 14).

Hazen *et al.* (2018) crearon un modelo dinámico de alta resolución para varias especies (incluidas el tiburón azul), explorando el uso de diferentes modelos como GLMM, GAM y GBM. Finalmente optaron por utilizar GBM para generar sus modelos de distribución debido a un mejor rendimiento en comparación con los otros dos modelos (Hazen *et al.*, 2018). En este trabajo, se realizaron observaciones similares, ya que el GBM también superó al GAM para el modelo global, pero ambos tuvieron puntuaciones similares para el modelo regional. Es posible que GBM se considere uno de los mejores modelos para MDE debido a su método “boosting” que mejora el modelo con modificaciones que se realizan en cada paso para ajustarse mejor los datos y tener mejores proyecciones (Friedman *et al.*, 2000).

Para el modelo regional, MaxEnt obtuvo un rendimiento medio, y el más bajo para el modelo global. Es posible que MaxEnt necesitara más datos de fondo, ya que una de las densidades de probabilidad que calcula MaxEnt es la densidad de probabilidad de toda la región basada en los puntos de fondo (Barbet-Massin *et al.*, 2012).

En general, cada modelo podría verse afectado de forma diferente y tener resultados distintos en función de la complejidad, el número de puntos de fondo y las capas ambientales utilizadas; hasta ahora, no se ha demostrado que ningún algoritmo sea sistemáticamente superior a los demás (Elith *et al.*, 2006). Sin embargo, el modelo de ensamblaje se ha utilizado en los MDE y a menudo se considera superior en precisión de predicción que los modelos individuales (Hao *et al.*, 2019). En este estudio, esto parece ser cierto para el modelo regional, donde las puntuaciones ROC y TSS son superiores a los modelos individuales. Sin embargo, en el modelo global, el enfoque de ensamblaje no superó a RF, pero sí al resto de modelos individuales.

8.2 Modelo regional

8.2.1 Preferencias ambientales

El modelo regional es un modelo dinámico espacio-temporal de alta resolución del tiburón sedoso y el primero de su tipo para esta especie. Los resultados de este estudio sugieren que la velocidad de la corriente y la temperatura de la superficie del mar son las variables que más afectan las proyecciones de la distribución del tiburón sedoso a escalas regionales de alta resolución espacial y temporal para el Pacífico Tropical Mexicano. Es probable que la velocidad de la corriente sea importante porque refleja eventos oceanográficos de mesoescala, como los remolinos, que desempeñan un papel importante en la distribución vertical de los nutrientes y la productividad primaria (McGillicuddy, 2016).

Los remolinos pueden influir en las comunidades micronectónicas, que a su vez afectan a la abundancia de sus depredadores (Potier *et al.*, 2007). Los depredadores micronectónicos incluyen varias especies de peces, crustáceos y calamares de 2-20 cm de tamaño, y se consideran un eslabón trófico entre los depredadores superiores y el zooplancton (Brodeur y Yamamura, 2005). Se sabe que los atunes se alimentan de depredadores del micronecton (Bertrand *et al.*, 2002, Potier *et al.*, 2007), y los tiburones sedosos se sienten atraídos por las agregaciones de atunes (Bonfil, 2009). Esta relación entre grandes depredadores pelágicos y alta productividad está bien documentada (Potier *et al.*, 2014; Williamson, 2019). En base a esto, la velocidad de la corriente puede influenciar indirectamente la asociación entre la productividad primaria y la presencia del tiburón sedoso.

López *et al.* (2020) encontraron de forma similar que la preferencia de hábitat del tiburón sedoso estaba asociada con procesos de alta productividad (López *et al.*, 2020). Sin embargo, López *et al.* (2020) también describen una relación positiva entre el rango de clorofila y la presencia de tiburón sedoso, que contrasta con los hallazgos de este estudio. Los valores de CLO extraídos con los datos de marcaje tenían valores relativamente bajos

y estables, que oscilaban entre 0.0051 – 0.989 mg m⁻³, en comparación con los cambios de nivel de concentración de CLO de 1 - 3 mg m⁻³ en el estudio de Lopez *et al* (2020). Esto podría explicarse por la diferencia en la resolución espacial de cada estudio. Este estudio se realizó con una resolución espacial mucho mayor que el de Lopez *et al* (100 km² frente a 8.3 km² en este estudio). La diferencia en la resolución espacial puede afectar a los resultados; tener una resolución espacial más gruesa implica cubrir una mayor dispersión de valores y promediarlos en una única celda. En cambio, tener resolución espacial más fina significa tener menos valores y, en última instancia, valores más conservadores al promediarlos en una celda.

Otra posible explicación podría ser la tendencia de los tiburones sedosos a seguir a los bancos de atún. Según Lan *et al* (2017), no se ha encontrado ninguna asociación entre la concentración de CLO y las agregaciones de atún aleta amarilla. Por lo tanto, sabiendo que los tiburones sedosos tienden a seguir a los bancos de atún (incluido el atún aleta amarilla) durante toda su vida, y que se alimentan de las agregaciones de atún (Bonfil, 2009), es posible que la distribución del tiburón sedoso no esté directamente influenciada por la concentración de CLO, sino más bien influenciada por la presencia de atún independientemente de los niveles de concentración de CLO.

Otra consideración que debe abordarse es la diferencia de edad de los tiburones sedosos entre los estudios. Podría haber una diferencia cuando se estudian tiburones juveniles como López *et al* (2020) y tiburones adultos (este estudio). Aún faltan estudios sobre la comparación de movimiento horizontal/vertical entre tiburones sedosos juveniles y adultos, pero existen datos al respecto para los tiburones blancos. Hoyos-Padilla *et al*. (2016) encontraron que los tiburones blancos juveniles permanecían más cerca de las costas y cerca de la superficie, en temperaturas más cálidas de 14-20 C°, en contraste con los tiburones blancos adultos que se encontraban más alejados de la costa en aguas más profundas y frías de 9-20 C° en la Isla Guadalupe. Es posible que los tiburones juveniles (en general) puedan tener rangos de tolerancia más pequeños que a medida que maduran el rango de tolerancia se hace más amplio. Esta coincide con este estudio y López *et al* (2020), donde se encontró que los tiburones sedosos juveniles estaban asociados a

temperaturas entre ~24 - 30 °C (rango más conservador), en contraste con este estudio donde las marcas de los tiburones sedosos adultos los ubicaron entre ~21 - 30 °C (mayor rango).

Además, un estudio realizado por Hutchinson *et al* (2019) descubrieron que los movimientos verticales de los tiburones sedosos juveniles estaban altamente influenciados por la temperatura del agua. Permanecían en los 150 metros superiores en el Pacífico Tropical del este, donde las temperaturas varían entre 24 - 29 °C. La temperatura de la superficie del mar es conocida por ser una de las variables más importantes para predecir la idoneidad del hábitat para los tiburones en MDE (dinámicos o estáticos) (Feitosa *et al.*, 2020; Hazen *et al.*, 2018; Lezama *et al.*, 2016; López *et al.*, 2020; Queiroz *et al.*, 2019). Hazen *et al.* (2018), utilizando un MDE dinámico, descubrieron que la media de la TSM era la variable que más afectaba a la distribución del tiburón azul (*Prionace glauca*) (basándose en datos de marcaje). Además, otro estudio basado en un MDE estático descubrió que la temperatura del agua era la variable que más afectaba al tiburón poroso (*Carcharhinus porosus*) (Feitosa *et al.*, 2020). La TSM fue la segunda variable más importante para predecir la idoneidad del hábitat en este estudio), por lo que es probable que la temperatura también limite la distribución del tiburón sedoso en el PTM.

8.2.2 Patrones espacio-temporales

Este es el primer modelo dinámico para el tiburón sedoso, y el primero proyectado en el MTP. Los movimientos espaciotemporales del tiburón sedoso parecen estar limitados en su mayor parte entre las latitudes 5 N y 20 N, lo que probablemente refleja las preferencias térmicas de esta población de tiburones sedosos. Dentro de estas latitudes, la distribución del tiburón sedoso parece estar fuertemente asociada a fenómenos de mesoescala como los remolinos (Fig. 11) Por lo tanto, estos factores ambientales definen los patrones espaciales y temporales de esta población de tiburones sedosos en el PMT.

Las proyecciones diarias cambian en función de los cambios de temperatura y velocidad de la corriente (Fig. 11). Estas diferencias implican que los tiburones sedosos tienden a evitar los remolinos en el borde exterior del giro, pero tienen un IIH alto en el centro del giro, donde las concentraciones de nutrientes (y probablemente, por tanto, las concentraciones de elementos de presa) son más altas (Ledwell *et al.*, 2008; Fig. 11). Así pues, existe una fuerte relación entre el tiburón sedoso y fenómenos de mesoescala.

Las proyecciones regionales anuales no parecen variar mucho, además, la alta idoneidad asociada a remolinos y otros eventos de mesoescala y características de corto plazo parece ser más difíciles de detectar en una escala temporal mayor; sin embargo, aún pueden observarse diferencias (Fig. 12). El alto IIH se mantiene en la misma latitud (5 N a 20 N), excepto en el año 2014-2015, que fue un año con un fuerte fenómeno de "El Niño". Durante este periodo, la TSM en la zona de estudio aumentó más de 2.5 C° por encima de la media (Carlowicz y Schollaert, 2017), coincidiendo con una distribución del tiburón sedoso ligeramente más extendida en comparación con el resto de los años (Fig. 12). Esto concuerda con mi hallazgo de que la TSM es una de las variables más importantes para determinar la distribución del tiburón sedoso.

De forma similar a las proyecciones anuales, las proyecciones estacionales (estación cálida y fría) no variaron mucho, pero aún es posible ver cambios oceanográficos reflejados en el IIH del tiburón sedoso. Aunque los remolinos y las características a más corto plazo no son tan visibles como en las proyecciones diarias (Fig. 11), sí se aprecia un cambio estacional, ya que las proyecciones de la estación fría parecen tener un IIH más alto que las de la estación cálida, y este patrón parece ser constante todos los años (Fig. 13).

8.3. Modelo global

8.3.1 Preferencias ambientales

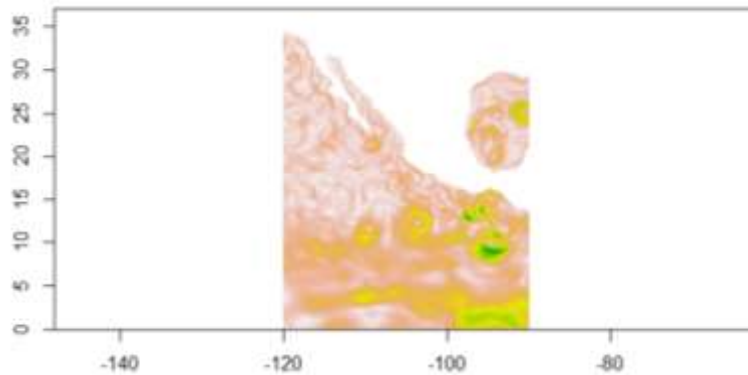
El modelo global sugiere que existe una fuerte relación entre la distribución del tiburón sedoso y la temperatura de la superficie del mar alrededor de los trópicos. La TSM fue la variable más importante para determinar la distribución del tiburón sedoso (Fig. 15) de

forma similar a lo que Lezama *et al.* (2016) encontraron para los tiburones sedosos y, de forma más general, a lo que otros estudios han encontrado para los tiburones pelágicos (Feitosa *et al.*, 2020).

Además, la clorofila fue la segunda variable más importante para el tiburón sedoso (Fig. 15), lo que también coincide con los hallazgos de Lezama *et al.* (2016), que encontraron que la productividad primaria era la segunda variable más importante en el océano Índico y el océano Pacífico oriental. Además, como se mencionó anteriormente, López *et al.* (2020) encontraron una fuerte relación entre la distribución de los juveniles de tiburón sedoso y las zonas de alta productividad.

La altura de la superficie del mar y la velocidad de la corriente fueron la tercera y cuarta variable más importante, respectivamente, para el modelo global (Fig. 15). Estos resultados contrastan con los del modelo regional, en el que la variable más importante fue la velocidad de la corriente. La velocidad de la corriente representa indirectamente los fenómenos de mesoescala relacionados con el proceso de alta productividad. Sin embargo, es posible que la climatología de la velocidad de la corriente (al promediar valores en una escala de tiempo mayor) no detecte los fenómenos de mesoescala y las características a más corto plazo tan bien como los datos ambientales diarios. Como se muestra en la Fig. 21, la capa ambiental diaria para la velocidad de la corriente muestra eventos de mesoescala como remolinos, en contraste con la capa global que no lo hace. Este promedio temporal también puede elevar la importancia de la clorofila en un modelo climatológico, ya que se reduce cualquier asociación con los remolinos, lo que significa que es más probable que la influencia directa de la clorofila sobre la idoneidad del hábitat (en contraposición a su efecto indirecto mediado a través de los remolinos) sea más fuerte.

Capa de velocidad de la corriente a nivel regional



Capa de la velocidad de la corriente a nivel global

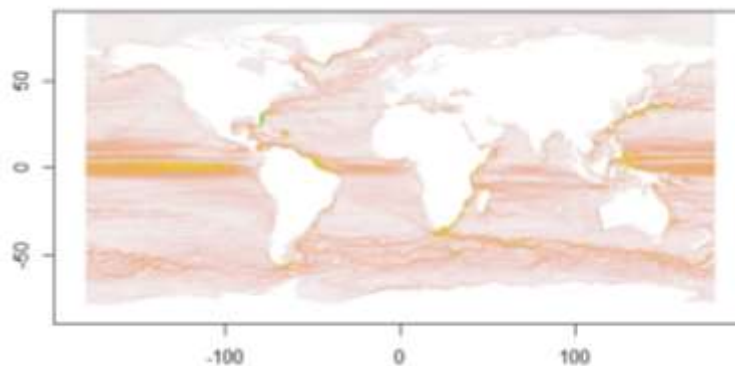


Figura 21. Comparación de las capas regional y global de velocidad de corriente utilizadas para el modelo regional y global respectivamente. La capa regional tiene una resolución temporal diaria y la capa global es una climatología (media de varios años). La capa regional es un ejemplo de un día de la fecha 2012-03-14. El eje X representa la longitud y el eje Y representa la latitud.

8.3.2 Patrones espaciales

Los patrones espaciales del IHH para el modelo global mostraron una preferencia por las latitudes tropicales, con un máximo entre las latitudes 0 N y 10 N (Fig. 16). Las zonas que mostraron mayores probabilidades de presencia fueron el Pacífico mexicano, el Golfo de México, las costas africanas en el Océano Atlántico y el Océano Índico (Fig. 16).

Aunque la proyección del modelo global parece similar en su mayor parte en comparación con los otros mapas de distribución del tiburón sedoso (AquaMaps, 2019; Bonfil, 2009),

existen algunas irregularidades en la proyección del conjunto de este estudio. Hay unas pocas áreas donde hay poblaciones conocidas de tiburón sedoso donde las proyecciones de este estudio muestran valores muy bajos de IIH, especialmente frente a la costa de Perú en la región templada de América del Sur, y el Pacífico Norte templado cerca de la costa de Japón (Fig. 22). Esto puede significar que, a escala global, el nicho no está completamente caracterizado debido a la escasez de datos de zonas con características oceanográficas similares a las de estas regiones.

En general, el modelo de distribución de este estudio parece tener un IIH relativamente bajo a nivel global en comparación con los otros dos mapas de distribución (Fig. 22). Lezema *et al.* (2016) utilizaron un modelo MaxEnt para proyectar la distribución del tiburón sedoso, aunque no es global, tiene proyecciones para el océano Índico, Atlántico y Pacífico oriental. En estas regiones, los resultados son muy similares a los de este estudio. La proyección de Lezema *et al.* (2016) también carece de idoneidad de hábitat del tiburón sedoso en las costas de Perú. Dado que se trata de una población conocida de tiburón sedoso, un sesgo o déficit en la recopilación de datos podría explicar la falta de idoneidad del hábitat en estas zonas en ambos estudios. De los datos OBIS descargados para el presente estudio sólo había dos puntos de presencia de la costa de Perú, y ningún punto de presencia frente a la costa de Japón (Fig. 5), lo que resulta en valores de IIH bajos para las zonas de costa de Perú en la región templada de América del Sur, y el Pacífico Norte templado cerca de la costa de Japón. Por lo tanto, podrían necesitarse más datos de esas regiones, o de regiones con características oceanográficas similares a las de esas regiones, para abarcar una proyección más precisa de la distribución mundial del tiburón sedoso.

Imagen de "Fish Base" (Aquamaps)

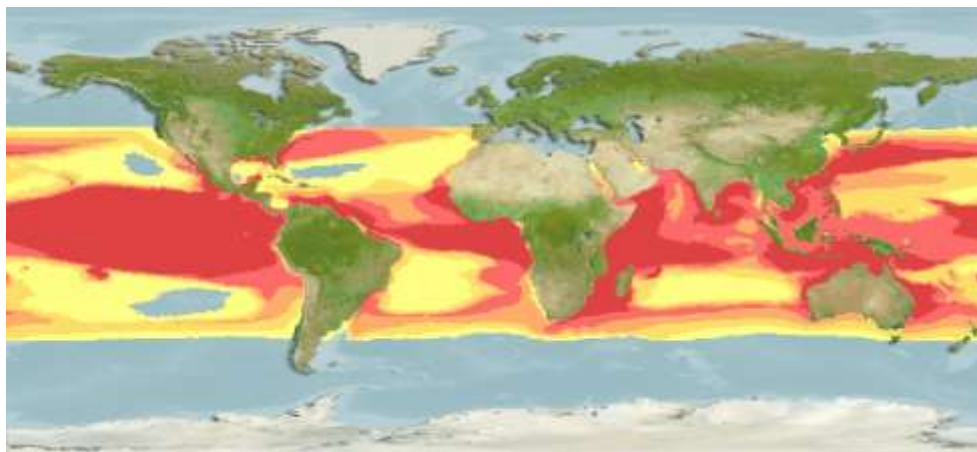


Imagen de Bonfil (2009)



Este estudio

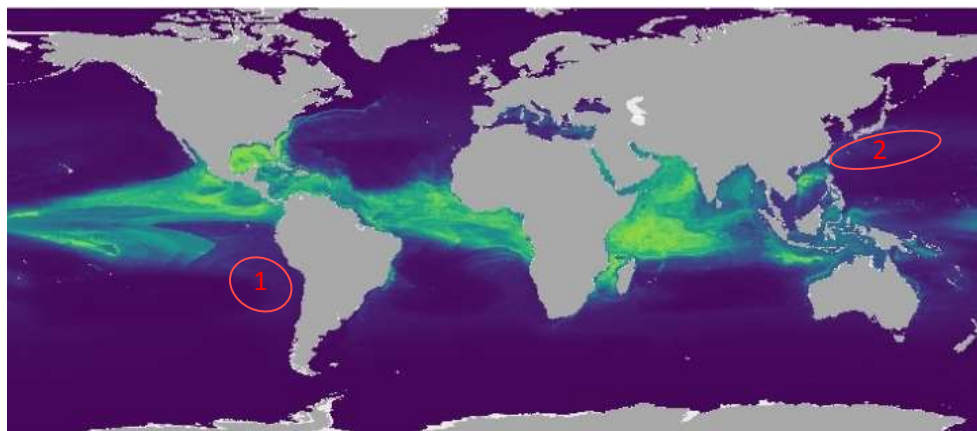


Figura 22. Comparación entre el modelo de distribución de este estudio y el modelo de proyección de Fish Base y la distribución global del tiburón sedoso de Bonfil (2009). Las zonas resaltadas en la proyección de este estudio muestran una falta de un IIH más alto en comparación con la proyección de Fish Base y Bonfil en las zonas resaltadas: 1) región templada de Sudamérica y 2) región templada del Pacífico Norte.

8.4 Modelo combinado

Con el fin de comparar un modelo dinámico regional de alta resolución con un modelo estático global en términos de cómo podría cambiar la distribución del tiburón sedoso, se creó un modelo combinado, el cual fusiona la caracterización del nicho del modelo global con proyecciones sobre datos ambientales regionales de alta resolución (Fig. 17). Aplicar los resultados del modelo global a proyecciones regionales de alta resolución es especialmente interesante porque permite comparar y evaluar las diferencias entre tipos de modelos y resoluciones de fuentes de datos; saber que el modelo global utilizó una escala espacial más gruesa y una climatología nos permite caracterizar mejor las debilidades y fortalezas de cada modelo.

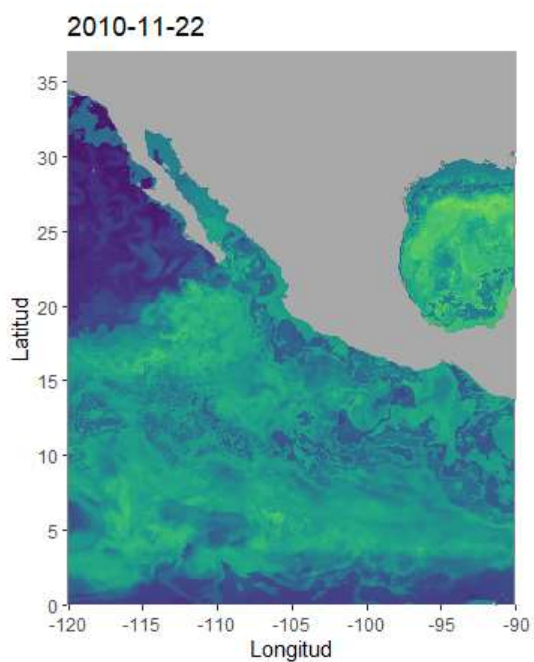
Visualmente, el modelo fusionado parece menos ajustado que el modelo regional y presenta un IIH más disperso en toda la región del PTM (Fig. 23). Sin embargo, los valores de IIH también son más bajos y tienen valores de IIH similares en toda la región, lo que significa que las proyecciones no varían tanto como las proyecciones regionales en el tiempo (Fig. 23), esto se debe probablemente al hecho de que el modelo fusionado se creó a partir de un modelo estático y climatologías, lo que significa que no tiene la precisión del modelo dinámico proyectado en capas regionales. Además, los fenómenos de mesoescala, como los remolinos, son más difíciles de identificar.

Las principales fortalezas del modelo global son que es probable que capte todo el nicho de la especie, teniendo en cuenta las poblaciones de tiburón sedoso de todo el mundo que se encuentran con condiciones ambientales más allá de las experimentadas por la(s) población(es) en el PTM. Sin embargo, crea un nicho frente a las condiciones climatológicas a largo plazo, que probablemente no reflejen las condiciones reales experimentadas por un individuo en cualquier punto del espacio y del tiempo, y por tanto está modelando algo diferente a un modelo de alta resolución. Estas diferencias podrían explicar por qué el modelo proyecta en general una gama más amplia de hábitats adecuados cuando se proyecta a escala regional.

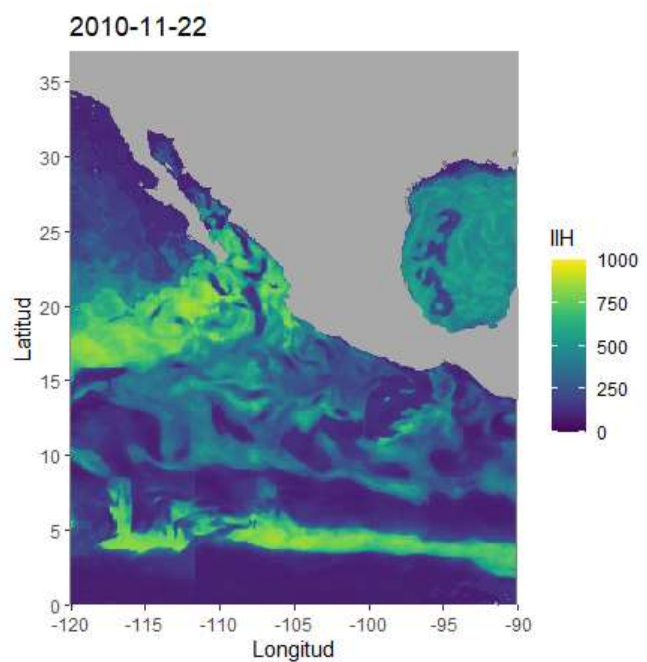
Además, el uso de climatologías podría no ser óptimo para evaluar la distribución de una especie altamente migratoria como el tiburón sedoso, debido a que las variables que tienen un rango más extenso a lo largo del tiempo (climatologías) podrían no abarcar los valores reales al hacer la extracción de variables, ni la realidad de la distribución de la especie. En contraste con el modelo global, el modelo regional dinámico puede ser más adecuado para comprender las poblaciones y sus preferencias ambientales para una región en particular. Al hacer coincidir las observaciones de tiburones sedosos tanto en el tiempo como en el espacio, e identificar las condiciones experimentadas por tiburones individuales hasta el nivel de un día exacto, el modelo puede caracterizar con mayor precisión la relación entre la especie y las características ambientales de la región. Sin embargo, dado que el nicho de la especie puede estar subestimado, es probable que las proyecciones sobre nuevas condiciones ambientales (es decir, más allá de las experimentadas en el periodo de estudio y en la región) subestimen la idoneidad.

La combinación de modelos fue útil para ver cómo se ve el MDE que capta todo el nicho de la especie cuando se proyecta a escala temporal. En contraste, el modelo regional se creó para una región muy concreta que no abarca toda la distribución de la especie. Al comparar ambas proyecciones (regional y combinada; Fig. 23), es posible que el modelo regional se encuentre espacio-temporalmente truncado hacia condiciones muy específicas de esa región, y que se necesiten más datos para abarcar todo el rango de la especie y caracterizar el nicho completo. El modelo regional podría estar truncado a las condiciones específicas de la región, mientras que el modelo combinado no es tan preciso en el tiempo y el espacio y podría no proyectar con precisión la realidad de la distribución de las especies.

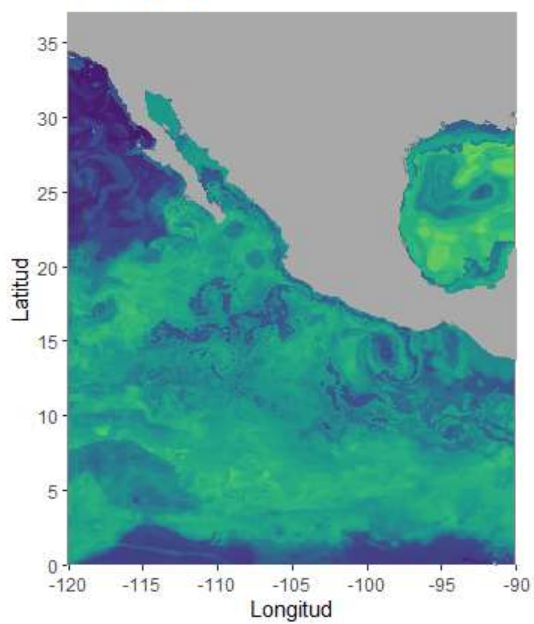
Modelo combinado



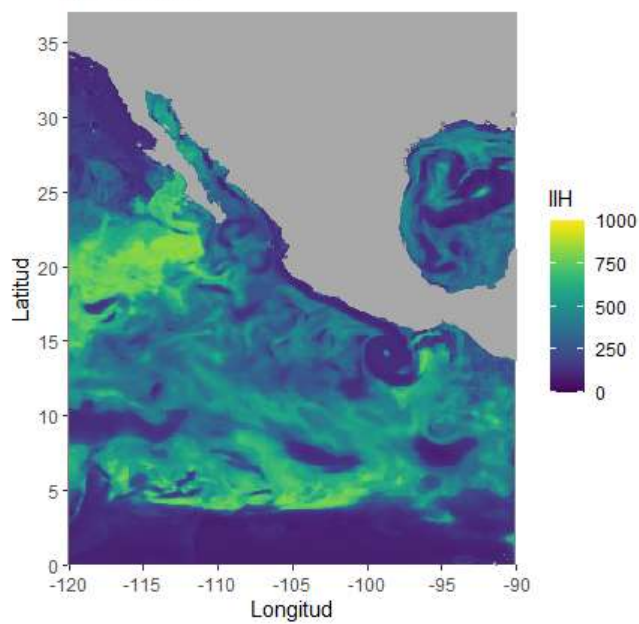
Modelo regional



2011-11-01



2011-11-01



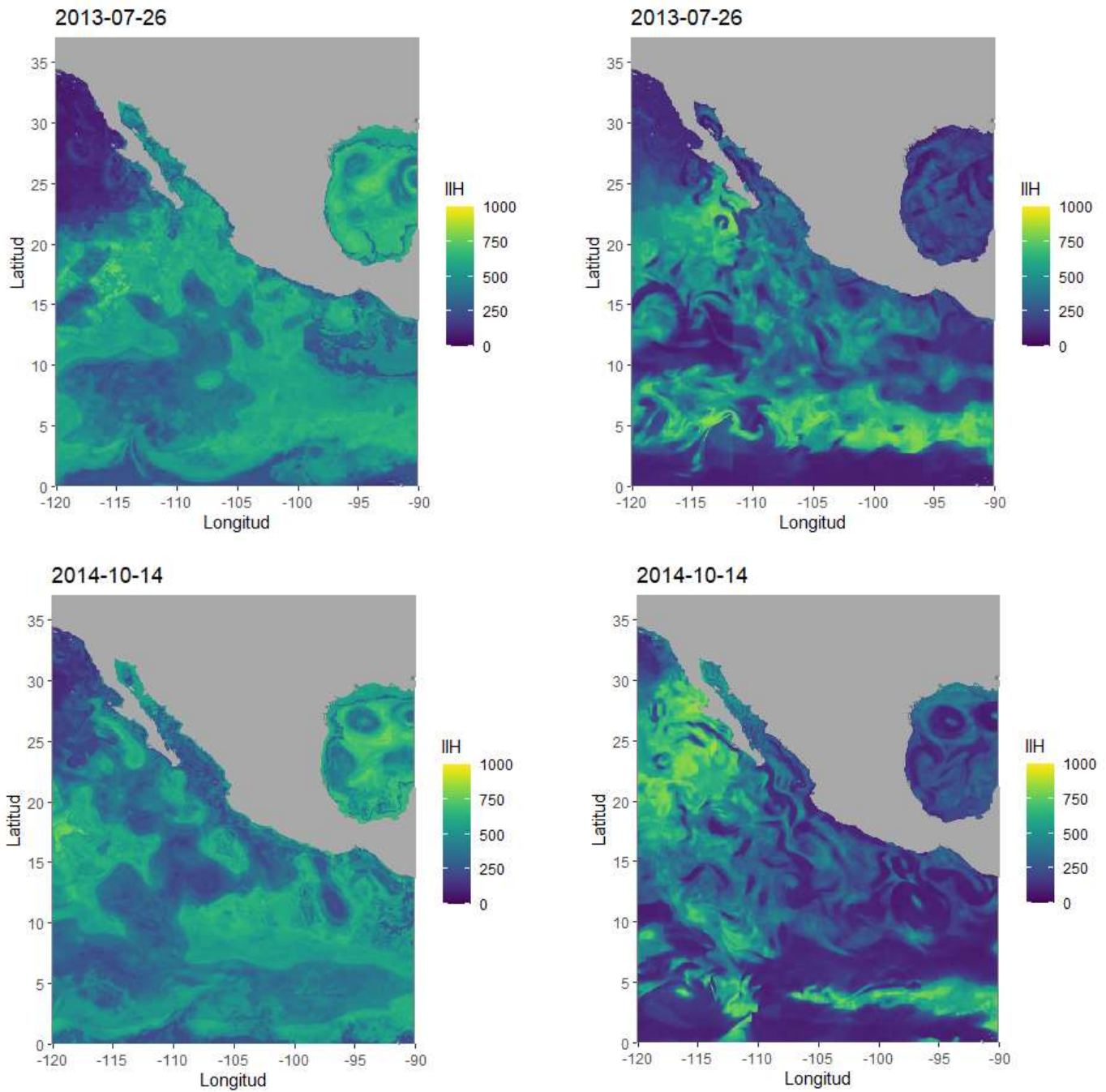


Figura 23. Comparación entre las proyecciones del modelo combinado (columna izquierda) y las proyecciones del modelo regional (columna derecha), utilizando la misma fecha.

8.5 Esfuerzo pesquero e índice de idoneidad del hábitat del tiburón sedoso

El valor de correlación entre el IIH del tiburón sedoso y el esfuerzo pesquero fue significativo, pero bajo, lo que indica una relación débilmente positiva. Hubo un gran número de celdas con un esfuerzo pesquero relativamente bajo y un IIH de bajo a medio (Fig. 20). Aunque hasta ahora no se había realizado ningún estudio que estimara el traslape entre los buques pesqueros y los tiburones sedosos, sí se han realizado estudios similares para otras especies de tiburones pelágicos migratorios (Queiroz *et al.*, 2016; 2019).

Los resultados de este estudio contrastan con los de Queiroz *et al.* (2016), donde encontraron un traslape espacial del 80 % entre los barcos de palangre y seis especies de tiburones pelágicos. Mientras que en este estudio se encontró una correlación de celdas de 0.2. Sin embargo, un análisis de traslape espacial (Queiroz *et al.*, 2016; 2019) es diferente al de un análisis de correlación (este estudio). Además; la resolución espacial de $1^\circ \times 1^\circ$ ($\sim 100 \text{ km}^2$) de Queiroz *et al.* (2016), contrasta con la resolución espacial de este estudio que tenía una resolución más fina (10 km^2). En un estudio similar de Queiroz *et al.* (2019) se encontró hasta un 76% de traslape espacial entre los “hot spots” y las especies de tiburones pelágicos de valor comercial (incluido el tiburón sedoso). Sin embargo, el análisis entre Queiroz *et al.* (2016; 2019) es diferente de este estudio, ya que estimaron la superposición espacial y temporal con movimientos rastreados por satélite, mientras que este estudio está estimando la correlación entre IIH y el esfuerzo pesquero en celdas de cuadrícula individuales.

La mayor concentración de celdas se encontró entre un esfuerzo pesquero relativamente bajo y una IIH de baja a media (Fig. 20). Todos los tiburones marcados en este estudio eran adultos (Tabla 1), mientras que se ha informado de que los tiburones sedosos juveniles tienen una mayor probabilidad de ser capturados por las pesquerías (Walsh y Clarke, 2011; Rice y Harley, 2013). Por lo tanto, es posible que en este estudio se esté produciendo una subestimación del traslape del tiburón sedoso con las pesquerías en el

PTM, en particular si los juveniles tienen un nicho diferente que se corresponde más con las zonas y épocas ocupadas por las flotas pesqueras.

La dinámica de la flota del Pacífico mexicano ha sido estudiada por Solana-Sansores (2009), y se reportó que existen dos flotas pesqueras de atún en esta zona; una flota tiene una estrategia aleatoria, y la otra flota tiene una estrategia más sistemática para pescar atún aleta amarilla en el Pacífico Oriental Tropical (Solana-Sansores, 2009). La flota sistemática tiende a seguir a grupos de delfines mulares (*Tursiops truncatus*) para pescar atún de aleta amarilla (Solana-Sansores, 2009). Esta estrategia de pesca tiene sentido, ya que se ha descrito una asociación entre el delfín mular y el atún de aleta amarilla (Xu *et al.*, 2019). Esta asociación, también podría explicar por qué los barcos pesqueros tienen un bajo traslape con los modelos de distribución del tiburón sedoso en el Pacífico mexicano. Se ha documentado que cuando los delfines co-ocurren con los tiburones sedosos al alimentarse del mismo cardumen de atún aleta amarilla, los tiburones sedosos tienden a alimentarse menos, y el número de tiburones es disminuye (Acevedo-Gutiérrez, 2002). Por lo tanto, los tiburones sedosos pueden evitar las agregaciones de atún aleta amarilla cuando los delfines tursón están cerca, y ya que la estrategia de al menos uno de los barcos pesqueros en el Pacífico mexicano es seguir a los delfines tursón, entonces el IIH del traslape del tiburón sedoso con el esfuerzo pesquero podría potencialmente reflejar esto.

En este estudio se creó un MDE dinámico, pero la correlación entre el MDE y el esfuerzo pesquero es estática, por lo que el valor de correlación y la correlación del gráfico de dispersión podrían no reflejar con precisión el verdadero valor de correlación entre el MDE regional y el esfuerzo pesquero. Sin embargo, el valor de correlación en este estudio muestra de manera general la correlación de las celdas entre los buques de esfuerzo pesquero y el hábitat del tiburón sedoso en un sentido más amplio. Ahora existe un antecedente de un valor significativo positivo entre el hábitat del tiburón sedoso y los barcos pesqueros de atún tropical, y existe una preocupación al respecto que es necesario resolver.

Una forma de abordar esta preocupación es implementar este MDE dinámico con cierres dinámicos como sugieren Hazen *et al* (2018). En última instancia, esto podría cambiar las prácticas pesqueras, al seguir lineamientos basados en cierres temporales, podría producirse una reducción de las capturas incidentales y la mortalidad de especies, incluidas especies altamente migratorias como el tiburón sedoso (Hutchinson *et al.*, 2019; Lopez *et al.*, 2020). Además, el seguimiento de los buques pesqueros mediante AIS y GPS podría ofrecer resultados más sólidos y una mejor comprensión de los riesgos para las especies. Por lo tanto, para futuros estudios, no solo se fomentan los MDE dinámicos, sino también el análisis dinámico con buques pesqueros, con el fin de evaluar los cierres dinámicos. Otra posibilidad es establecer vedas pesqueras a lo largo de corredores de desplazamiento de especies altamente migratorias (Migravias mexicanas; Ketchum *et al.*, 2020), como el tiburón sedoso en el PTM.

9. CONCLUSIONES

Este estudio tuvo como objetivo comprender los factores ambientales y biológicos que afectaron la idoneidad del hábitat para el tiburón sedoso mediante la creación de MDE. Los hallazgos de este estudio sugieren que los modelos dinámicos de alta resolución pueden capturar el nicho de la especie a escalas de tiempo cortas y a nivel regional para poblaciones específicas. Complementar el modelo dinámico con un modelo climatológico espacial de la idoneidad global para los tiburones sedosos sugiere que el nicho se puede capturar en una escala más amplia en el tiempo y el espacio para toda la especie, es decir, todas las poblaciones a nivel global.

La temperatura superficial del mar y la velocidad de las corrientes fueron las variables que más parecen influir sobre la distribución del tiburón sedoso en el Pacífico Tropical Mexicano. Por lo tanto, existe una asociación entre la temperatura del agua y los eventos de mesoescala y la distribución del tiburón sedoso. A nivel global, la temperatura superficial del mar es la variable que más afecta la distribución del tiburón sedoso. Sin embargo, en contraste con el modelo regional, el modelo global mostró que la velocidad de la corriente es una variable menos importante para la distribución del tiburón sedoso.

Ambos modelos (regional y global) se caracterizaron por unas buenas métricas de rendimiento del modelo (ROC, TSS). Sin embargo, el modelo estático espaciotemporal global captó todo el nicho de la especie en un sentido más amplio, lo que significa que captó todo el nicho de la especie a partir de condiciones ambientales de la población en todo el mundo, pero fue menos preciso para regiones específicas. Además, el modelo global, no detectó dos regiones en el mundo en donde se sabe que hay poblaciones de tiburón sedosos, lo cual probablemente se debe a falta de datos de presencias en esas regiones, o regiones con condiciones ambientales a esas. En cambio, el modelo dinámico espaciotemporal regional captó con mayor precisión el nicho específico en el tiempo y el espacio de los individuos de una determinada población a escala regional, estas diferencias entre modelos se pudieron determinar gracias al modelo combinado.

Por último, aunque el valor de la correlación entre el IHH del tiburón sedoso y el esfuerzo pesquero para el Pacífico tropical mexicano no fue alto, sí fue positivo y significativo, lo que indica que las zonas de alta idoneidad de hábitat para el tiburón sedoso tienen más probabilidades de tener un mayor esfuerzo pesquero. Es probable que los mapas de idoneidad del hábitat, especialmente a altas resoluciones temporales, sean útiles para que los responsables de la toma de decisiones ayuden a mejorar las estrategias de conservación de esta especie para ayudar a reducir su captura accidental y subsecuentemente su índice de mortalidad. El hecho de tener aplicaciones directas para la planificación de la conservación demuestra la importancia de los estudios de MDE y el potencial de este tipo de estudios para las estrategias de gestión de especies, por lo que se recomienda realizar más estudios de MDE de alta resolución.

10. LITERATURA CITADA

- Alvarez-Borrego, S., y Lara-Lara, J. R. (1991). The physical environment and primary productivity of the Gulf of California. En: *The Gulf and Peninsular Province of the Californias*. American Association of Petroleum Geologists, pp. 555 – 567.
- Amada, H. G., Leticia, H. G. R., y Elizabeth, Á. H. S. (2017). Dynamics of regional organizations and foreign trade: Emphasis on the environment and restructuring in Mexico. *Journal Of Human Resource and Sustainability Studies*, 5(1): 1-11.
- AquaMaps (2019, October). Computer generated distribution maps for *Carcharhinus falciformis* (Silky shark), with modelled year 2050 native range map based on IPCC RCP8.5 emissions scenario.
- Arreguín-Sánchez, F. (2006). Pesquerías de México. En: *Pesca, acuacultura e investigación en México*. Cámara de diputados, México, D.F, pp. 13-36.
- Arreguín-Sánchez, F., y Arcos-Huitrón, E. (2011). La pesca en México: Estado de la explotación y uso de los ecosistemas. *Hidrobiologica*, 21(3): 431-462.
- Astrium Services. (2013). SPOT 6 y SPOT 7 imagery user guide. *Astrium Services*, July.
- Austin, R. A., Hawkes, L. A., Doherty, P. D., Henderson, S. M., Inger, R., Johnson, L., Pikesley, S. K., Solandt, J. L., Speedie, C., y Witt, M. J. (2019). Predicting habitat suitability for basking sharks (*Cetorhinus maximus*) in UK waters using ensemble ecological niche modelling. *Journal of Sea Research*, 153(2):101767. doi: 10.1016/j.seares.2019.101767.
- Barbet-Massin, M., Jiguet, F., Albert, C. H., y Thuiller, W. (2012). Selecting pseudo-absences for species distribution models: How, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution*, 3(2): 327-338. doi: 10.1111/j.2041-210X.2011.00172.x.
- Basher, Z., Bowden, D., y Costello, M., (2018). Global marine environment datasets (GMED). World Wide Web electronic publication. *Earth System Science Data Discussions*, 1-62.
- Baum, J. K., y Myers, R. A. (2004). Shifting baselines and the decline of pelagic sharks in the Gulf of Mexico. *Ecology Letters*, 7(2): 135-145. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2003.00564.x>.
- Baum, J. K., Myers, R. A., Kehler, D. G., Worm, B., Harley, S. J., y Doherty, P. A. (2003). Collapse and conservation of shark populations in the Northwest Atlantic. *Science*, 299(5605): 389-392.
- Beaugrand, G., y Helaouët, P. (2008). Simple procedures to assess and compare the ecological niche of species. *Marine Ecology Progress Series*, 363: 29-37. doi: <https://doi.org/10.3354/meps07402>.
- Bertrand, A., Bard, F. X., y Josse, E. (2002). Tuna food habits related to the micronekton distribution in French Polynesia. *Marine Biology*, 140: 1023-1037. doi: <https://doi.org/10.1007/s00227-001-0776-3>.
- Bonfil, R. (2009). The biology and ecology of the silky shark, *Carcharhinus falciformis*. En: *Sharks of the open ocean: biology, fisheries and conservation*. Blackwell, London, United Kingdom, pp. 114-127.

- Bonfil, R., Mena, R., y de Anda, D. (1990). Biological parameters of commercially exploited silky sharks *Carcharhinus falciformis*, from the Campeche bank, Mexico. *NOAA Technical Report NMFS*, 115: 73-86.
- Braccini, M., Aires-da-Silva, A., y Taylor, I. (2016). Incorporating movement in the modelling of shark and ray population dynamics: approaches and management implications. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 26: 13-24. doi: <https://doi.org/10.1007/s11160-015-9406-x>.
- Branstetter, S. (1987). Age, growth and reproductive biology of the silky shark, *Carcharhinus falciformis*, and the scalloped hammerhead, *Sphyrna lewini*, from the northwestern Gulf of Mexico. *Environmental Biology of Fishes*, 19: 161-173. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00005346>.
- Brodeur, R. D., y Yamamura, O. (2005). Micronekton of the North Pacific. *PICES Scientific Report No. 30*: 1 -115.
- Cabrera-Chávez-Costa, A. A., Galván-Magaña, F., y Escobar-Sánchez, O. (2010). Food habits of the silky shark *Carcharhinus falciformis* (Müller y Henle, 1839) off the western coast of Baja California Sur, Mexico. *Journal of Applied Ichthyology*, 26(4): 499 - 503. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2010.01482.x>.
- Cadena, C. L. (2001). Biología reproductiva de *Carcharhinus falciformis* (Chondrichthyes: Carcarhiniformes: Carcharhinidae), en el Golfo de California. *Tesis de Maestría*. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, México.
- Cailliet, G. M., Musick, J. A., Simpfendorfer, C. A., y Stevens, J. D. (2005). Ecology and life history characteristics of chondrichthyan fish. En: *Sharks, Rays, And Chimeras: The Status of The Chondrichthyan Fishes*. IUCN SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland, y Cambridge, UK, pp. 12 – 18.
- Campana, S. E., Joyce, W., y Manning, M. J. (2009). Bycatch and discard mortality in commercially caught blue sharks *Prionace glauca* assessed using archival satellite pop-up tags. *Marine Ecology Progress Series*, 387(5): 241-253. doi: <https://doi.org/10.3354/meps08109>.
- Cardeñosa, D., Fields, A. T., Babcock, E. A., Shea, S. K. H., Feldheim, K. A., y Chapman, D. D. (2020). Species composition of the largest shark fin retail-market in mainland China. *Scientific Reports*, 10(1): 12914. doi: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-69555-1>.
- Carlowicz, M., y Schollaert, S. (2017). El Niño: Pacific wind and current changes bring warm, wild weather. *NASA, Earth Observatory*, 14-15.
- Carrier, J. C., Musick, J. A. J., y Heithaus, M. R. (Eds). (2004). Age Determination and Validation in Chondrichthyan Fishes. En: *Biology of sharks and their relatives*. 6th. ed. CRC press, Cambridge, United Kingdom, pp. 400-448.
- Castillo-Géniz, J. L., Márquez-Farías, J. F., Rodríguez De La Cruz, M. C., Cortés, E., y Cid Del Prado, A. (1998). The Mexican artisanal shark fishery in the Gulf of Mexico: Towards a regulated fishery. *Marine and Freshwater Research*, 49(7): 611-620. doi: <https://doi.org/10.1071/MF97120>.
- Castro Salazar, J. I., y Camacho García, M. O. (2020). La protección de áreas naturales protegidas federales en México: relación entre los “burócratas de a pie” y la superficie territorial de las ANP. *Sociedad y Ambiente*, 22(1): 47. doi: <https://doi.org/10.31840/sya.vi22.2073>.

- Chiappa-Carrara, X., Enríquez, C., Papiol, V., Mariño-Tapia, I., y Reyes-Hernández, C. (2019). Pacific coast of Mexico. En: *World seas: an environmental evaluation*. Academic Press, Cambridge, US, pp. 655-671.
- Clarke, C., Lea, J. S. E., y Ormond, R. F. G. (2011). Reef-use and residency patterns of a baited population of silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, in the Red Sea. *Marine and Freshwater Research*, 62(6): 668-675. doi: <https://doi.org/10.1071/MF10171>.
- Clarke, S. C., McAllister, M. K., Milner-Gulland, E. J., Kirkwood, G. P., Michielsens, C. G. J., Agnew, D. J., Pikitch, E. K., Nakano, H., y Shivji, M. S. (2006). Global estimates of shark catches using trade records from commercial markets. *Ecology Letters*, 9(10): 1115-1126. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00968.x>.
- Compagno, L. J. V. (1999). Systematics and body form. En: *Sharks, skates, and rays: the biology of elasmobranch fishes*. JHU Press, New York, United States, pp. 66 – 77.
- CONANP. (2004). Programa de conservación y manejo reserva de la biósfera archipiélago de Revillagigedo, SEMARNAT. México D.F, México.
- CONANP. (2017). Estudio Previo Justificativo para la declaratoria del parque nacional Revillagigedo. Comisión Nacional De Áreas Naturales Protegidas, Secretaría De Medio Ambiente Y Recursos Naturales. Ciudad de México.
- Curnick, D. J., Andrzejczek, S., Jacoby, D. M. P., Coffey, D. M., Carlisle, A. B., Chapple, T. K., Ferretti, F., Schallert, R. J., White, T., Block, B. A., Koldewey, H. J., y Collen, B. (2020). Behavior and ecology of silky sharks around the Chagos archipelago and evidence of Indian Ocean wide movement. *Frontiers in Marine Science*, 7, 1045. doi: <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.596619>.
- Davies, R. W. D., Cripps, S. J., Nickson, A., y Porter, G. (2009). Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy*, 33(4): 661-672. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2009.01.003>.
- Del Moral-Flores, L. F., Morrone, J. J., Alcocer, J., y Pérez-Ponce de León, G. (2016). Diversidad y afinidades biogeográficas de los tiburones, rayas y quimeras (Chondrichthyes: Elasmobranchii, Holocephali) de México. *Revista de Biología Tropical*, 64(4): 1469-1486. doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v64i4.22774>.
- Dent, F., y Clarke, S. (2015). State of the global market for shark products. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*. 590.
- Díaz-Delgado, E., Crespo-Neto, O., y Martínez-Rincón, R. O. (2021). Environmental preferences of sharks bycaught by the tuna purse-seine fishery in the Eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research*, 243, 106076. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.106076>.
- Douglas, D. C., Weinzierl, R., C. Davidson, S., Kays, R., Wikelski, M., y Bohrer, G. (2012). Moderating Argos location errors in animal tracking data. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(6): 999-1007. doi: <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00245.x>.
- DOF. (2015). Ley general de pesca y acuicultura sustentables. *Diario Oficial De La Federación*. México. 24/07/2007.
- DOF. (2017). Decreto por el que se declara área natural protegida, con el carácter de parque nacional, la región conocida como Revillagigedo, localizada en el Pacífico Mexicano. *Diario oficial de la federación*. México. 2/11/2017.

- Duffy, L. M., Olson, R. J., Lennert-Cody, C. E., Galván-Magaña, F., Bocanegra-Castillo, N., y Kuhnert, P. M. (2015). Foraging ecology of silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, captured by the tuna purse-seine fishery in the eastern Pacific Ocean. *Marine Biology*, 162(3): 571-593. doi: <https://doi.org/10.1007/s00227-014-2606-4>.
- Dulvy, N. K., Baum, J. K., Clarke, S., Compagno, L. J. V., Cortés, E., Domingo, A., Fordham, S., Fowler, S., Francis, M. P., Gibson, C., Martínez, J., Musick, J. A., Soldo, A., Stevens, J. D., y Valenti, S. (2008). You can swim but you can't hide: The global status and conservation of oceanic pelagic sharks and rays. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(5): 459-482. doi: <https://doi.org/10.1002/aqc.975>.
- Dulvy, N. K., Pacoureau, N., Rigby, C. L., Pollom, R. A., Jabado, R. W., Ebert, D. A., Finucci, B., Pollock, C. M., Cheok, J., Derrick, D. H., Herman, K. B., Sherman, C. S., VanderWright, W. J., Lawson, J. M., Walls, R. H. L., Carlson, J. K., Charvet, P., Bineesh, K. K., Fernando, D., y Simpfendorfer, C. A. (2021). Overfishing drives over one-third of all sharks and rays toward a global extinction crisis. *Current Biology*, 31(21): 4773-4787. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.08.062>.
- Dulvy, N. K., Fowler, S. L., Musick, J. A., Cavanagh, R. D., Kyne, P. M., Harrison, L. R., Carlson, J. K., Davidson, L. N., Fordham, S. V., Francis, M. P., Pollock, C. M., Simpfendorfer, C. A., Burgess, G. H., Carpenter, K. E., Compagno, L. J., Ebert, D. A., Gibson, C., Heupel, M. R., Livingstone, S. R., y White, W. T. (2014). Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. *ELife*, 3. doi: <https://doi.org/10.7554/elife.00590>.
- Elith, J., H. Graham, C., P. Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., y E. Zimmermann, N.E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2): 129-151.
- Emery, W. J., Lee, W. G., y Magaard, L. (1984). Geographic and seasonal distributions of Brunt-Väisälä frequency and Rossby Radii in the North Pacific and North Atlantic. *Journal of Physical Oceanography*, 14(2): 294-317. doi: [https://doi.org/10.1175/1520-0485\(1984\)014<0294:gasdob>2.0.co;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(1984)014<0294:gasdob>2.0.co;2).
- Espinoza, M., Cappel, M., Heupel, M. R., Tobin, A. J., y Simpfendorfer, C. A. (2014). Quantifying shark distribution patterns and species-habitat associations: Implications of marine park zoning. *PLoS ONE*, 9(9): e106885. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0106885>.
- FAO. (2010). The State of World Fisheries and Aquaculture 2010. *Towards Blue Transformation*. Roma, Italia.
- FAO. (2020). El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2020: La sostenibilidad en acción. FAO. Roma, Italia. doi: <https://doi.org/10.4060/ca9229es>.
- Feitosa, L. M., Martins, L. P., de Souza Junior, L. A., y Lessa, R. P. (2020). Potential distribution and population trends of the smalltail shark *Carcharhinus porosus* inferred from species distribution models and historical catch data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(5): 882-891. doi: <https://doi.org/10.1002/aqc.3293>.
- Ferretti, F., Worm, B., Britten, G. L., Heithaus, M. R., y Lotze, H. K. (2010). Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. *Ecology Letters*. 13(8): 1055-1071. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01489.x>.

- Fiedler, P. C. (1990). Seasonal variability of eastern tropical Pacific surface water. *The National Marine Fisheries Service*, 71(43): 73-86.
- Fiedler, P. C. (2002). The annual cycle and biological effects of the Costa Rica Dome. *Deep-Sea Research part I: Oceanographic Research Papers*, 49(2): 321-338. doi: [https://doi.org/10.1016/S0967-0637\(01\)00057-7](https://doi.org/10.1016/S0967-0637(01)00057-7).
- Fitzgerald, K. T. (2013). Longline fishing (How what you don't know can hurt you). *Topics In Companion Animal Medicine*, 28 (4): 151-162. doi: <https://doi.org/10.1053/j.tcam.2013.09.006>.
- Fonteneau, A., Pallarés, P., y Pianet, R. (2000). A worldwide review of purse seine fisheries on FADs. *Pêche Thonière et Dispositifs de Concentration de Poissons, Caribbean-Martinique*: 15 - 19.
- Forney, K. A., Kobayashi, D. R., Johnston, D. W., Marchetti, J. A., y Marsik, M. G. (2011). What's the catch? Patterns of cetacean bycatch and depredation in Hawaii-based pelagic longline fisheries. *Marine Ecology*, 32(3): 380-391. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2011.00454.x>.
- Food and Agriculture Organisation of the United Nations (2017). *The future of food and agriculture: Trends and challenges*. Roma, Italia.
- Food and Agriculture Organisation. (2002). *The State of World Fisheries and Agriculture*. FAO. Roma, Italia.
- Fourrière, M., Reyes-Bonilla, H., Ayala-Bocos, A., Ketchum, J., y Chávez-Comparan, J. C. (2016). Checklist and analysis of completeness of the reef fish fauna of the Revillagigedo Archipelago, Mexico. *Zootaxa*, 4150(4): 436-466. doi: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4150.4.4>.
- Franklin, J., y Miller, J. A. (2010). Mapping species distributions: Spatial inference and prediction. En: *Spatial Inference and Prediction*. Cambridge University Press, San Diego, United States, pp. 156 – 180.
- Friedman, J., Hastie, T., y Tibshirani, R. (2000). Additive logistic regression: A statistical view of boosting. *Annals of Statistics*, 28(2): 337-407. doi: <https://doi.org/10.1214/aos/1016218223>.
- Frisk, M. G., Miller, T. J., y Dulvy, N. K. (2005). Life histories and vulnerability to exploitation of elasmobranchs: Inferences from elasticity, perturbation and phylogenetic analyses. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 35: 27-45. doi: <https://doi.org/10.2960/J.v35.m514>.
- Galván-Magaña, F., Castillo-Geniz, J. L., Hoyos-Padilla, M., Ketchum, J., Klimley, A. P., Ramírez-Amaro, S., y Tovar-Ávila, J. (2019). Shark ecology, the role of the apex predator and current conservation status. En: *Advances in Marine Biology*, (61). Academic Press, Massachusetts, pp. 61-114.
- Gaol, J. L., Syah, A. F., y Dewi, A. K. (2020). GIS-based spatio-temporal analysis on yellow fin tuna catch in Eastern Indian Ocean off Sumatera. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 429 (1):2041.
- Gerrodette, T., Olson, R., Reilly, S., Watters, G., y Perrin, W. (2012). Ecological metrics of biomass removed by three methods of purse-seine fishing for tunas in the eastern tropical Pacific Ocean. *Conservation Biology*, 26(2):248-256. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01817.x>.

- Gilman, E. L. (2011). Bycatch governance and best practice mitigation technology in global tuna fisheries. *Marine Policy*, 35(5): 590-609. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2011.01.021>.
- Grant, M. I., Smart, J. J., White, W. T., Chin, A., Baje, L., y Simpfendorfer, C. A. (2018). Life history characteristics of the silky shark *Carcharhinus falciformis* from the central west Pacific. *Marine and Freshwater Research*, 69(4): 562-573. doi: <https://doi.org/10.1071/MF17163>.
- Guisan, A., Thuiller, W., y Zimmermann, N. E. (2017). Habitat suitability and distribution models: With applications in R. Cambridge University Press, Cambridge, UK. doi: <https://doi.org/10.1017/9781139028271>.
- Hall, M. A., Alverson, D. L., y Metzuzals, K. I. (2000). By-catch: Problems and solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 41(6), 204-219. doi: [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00111-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00111-9).
- Hao, T., Elith, J., Guillera-Aroita, G., y Lahoz-Monfort, J. J. (2019). A review of evidence about use and performance of species distribution modelling ensembles like BIOMOD. *Diversity and Distributions*, 25(5): 839-852.
- Hartog, J. R., Hobday, A. J., Matear, R., y Feng, M. (2011). Habitat overlap between southern bluefin tuna and yellowfin tuna in the east coast longline fishery - implications for present and future spatial management. *Deep-sea Research Part II: Tropical Studies in Oceanography*, 58(5): 746-752. doi: <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2010.06.005>.
- Hoyos-Padilla, E. M. (2003). *Biología reproductiva del tiburón piloto Carcharhinus falciformis (Bibron, 1838) de Baja California Sur*. Tesis Doctoral. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz (B.C.S), México.
- Hoyos-Padilla, E. M., Klimley, A. P., Galván-Magaña, F., y Antoniou, A. (2016). Contrasts in the movements and habitat use of juvenile and adult white sharks (*Carcharodon carcharias*) at Guadalupe Island, Mexico. *Animal Biotelemetry*, 4(1): 1-14. doi: <https://doi.org/10.1186/s40317-016-0106-7>.
- Hueter, R. E., Tyminski, J. P., Pina-Amargós, F., Morris, J. J., Abierno, A. R., Valdés, J. A. A., y Fernández, N. L. (2018). Movements of three female silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) as tracked by satellite-linked tags off the Caribbean coast of Cuba. *Bulletin of Marine Science*, 94(2): 345-358. doi: <https://doi.org/10.5343/bms.2017.1162>.
- Hutchinson, M. R., Itano, D. G., Muir, J. A., y Holland, K. N. (2015). Post-release survival of juvenile silky sharks captured in a tropical tuna purse seine fishery. *Marine Ecology Progress Series*, 521 (1): 143-154. doi: <https://doi.org/10.3354/meps11073>.
- Hutchinson, M., Coffey, D. M., Holland, K., Itano, D., Leroy, B., Kohin, S., Vetter, R., Williams, A. J., y Wren, J. (2019). Movements and habitat use of juvenile silky sharks in the Pacific Ocean inform conservation strategies. *Fisheries Research*, 210(5): 131-142. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.10.016>.
- Jonsen, I. D., McMahon, C. R., Patterson, T. A., Auger-Méthé, M., Harcourt, R., Hindell, M. A., y Bestley, S. (2019). Movement responses to environment: fast inference of variation among southern elephant seals with a mixed effects model. *Ecology*, 100(1). doi: <https://doi.org/10.1002/ecy.2566>.

- Jonsen, I. D., Flemming, J. M., y Myers, R. A. (2005). Robust state-space modeling of animal movement data. *Ecology*, 86(11): 2874-2880. doi: <https://doi.org/10.1890/04-1852>.
- Jonsen, I. D., Patterson, T. A., Costa, D. P., Doherty, P. D., Godley, B. J., Grecian, W. J., Guinet, C., Hoenner, X., Kienle, S. S., Robinson, P. W., Votier, S. C., Whiting, S., Witt, M. J., Hindell, M. A., Harcourt, R. G., y McMahon, C. R. (2020). A continuous-time state-space model for rapid quality control of argos locations from animal-borne tags. *Movement Ecology*, 8(1): 1-13. doi: <https://doi.org/10.1186/s40462-020-00217-7>.
- Ketchum, J. T., Hoyos-Padilla, M., Aldana-Moreno, A., Ayres, K., Galván-Magaña, F., Hearn, A., y Klimley, A. P. (2020). Shark movement patterns in the Mexican Pacific: A conservation and management perspective. *Advances in Marine Biology*, 85 (1): 1-37.
- Kindong, R., Sarr, O., Wu, F., y Tian, S. (2022). Length-based assessment methods for the conservation of a pelagic shark, *Carcharhinus falciformis* from the tropical Pacific Ocean. *Fishes*, 7(4): 184.
- Knip, D. M., Heupel, M. R., y Simpfendorfer, C. A. (2012). Evaluating marine protected areas for the conservation of tropical coastal sharks. *Biological Conservation*, 148(1): 200 - 209. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.008>.
- Kohler, N. E., Casey, J. G., y Turner, P. A. (1998). NMFS cooperative shark tagging program, 1962-93: An atlas of shark tag and recapture data. *Marine Fisheries Review*, 60(2): 1-87.
- Kroodsma, D. A., Mayorga, J., Hochberg, T., Miller, N. A., Boerder, K., Ferretti, F., y Worm, B. (2018). Tracking the global footprint of fisheries. *Science*, 359(6378): 904-908.
- Lan, K. W., Shimada, T., Lee, M. A., Su, N. J., y Chang, Y. (2017). Using remote-sensing environmental and fishery data to map potential yellowfin tuna habitats in the Tropical Pacific Ocean. *Remote Sensing*, 9(5): 444. doi: <https://doi.org/10.3390/rs9050444>.
- Ledwell, J. R., McGillicuddy, D. J., y Anderson, L. A. (2008). Nutrient flux into an intense deep chlorophyll layer in a mode-water eddy. *Deep-sea Research Part II: Tropical Studies in Oceanography*, 55(10-13): 1139-1160. doi: <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2008.02.005>.
- León-Tejera, H., Serviere-Zaragoza, E., y González-González, J. (1996). Affinities of the marine flora of the Revillagigedo Islands, Mexico. *Hydrobiologia*, 326(32): 159 – 168. doi: <https://doi.org/10.1007/bf00047801>.
- Lezama-Ochoa, N., Murua, H., Chust, G., Van Loon, E., Ruiz, J., Hall, M., Chavance, P., De Molina, A. D., y Villarino, E. (2016). Present and future potential habitat distribution of *Carcharhinus falciformis* and *Canthidermis maculata* by-catch species in the tropical tuna purse-seine fishery under climate change. *Frontiers in Marine Science*, 3(34). doi: <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00034>.
- Li, X., y Wang, Y. (2013). Applying various algorithms for species distribution modelling. *Integrative Zoology*, 8(2): 124-135. doi: <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12000>.
- Longhurst, A. R. (2007). Ecological geography of the sea. Academic Press, San Diego, US. doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-455521-1.X5000-1>.
- Lopez, J., Alvarez-Berastegui, D., Soto, M., y Murua, H. (2020). Using fisheries data to model the oceanic habitats of juvenile silky shark (*Carcharhinus falciformis*) in the

- tropical eastern Atlantic Ocean. *Biodiversity and Conservation*, 29(7): 2377-2397. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01979-7>.
- Lopez, J., Alvarez-Berastegui, D., Soto, M., y Murua, H. (2017). Modelling the oceanic habitats of silky shark (*Carcharhinus falciformis*), Implications for conservation and management. En: IOTC - 13th Working Party on Ecosystems and Bycatch. IOTC-2017-WPEB13-34-Rev1, San Sebastián, Spain.
- Lucifora, L. O., García, V. B., y Worm, B. (2011). Global diversity hotspots and conservation priorities for sharks. *PLoS ONE*, 6(5): e19356. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0019356>.
- Marcot, B. G., y Hanea, A. M. (2021). What is an optimal value of k in k-fold cross-validation in discrete bayesian network analysis? *Computational Statistics*, 36(3):2009-2031. doi: <https://doi.org/10.1007/s00180-020-00999-9>.
- Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R. K., y Thuiller, W. (2009). Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, 15(1): 59–69. <https://doi.org/10.1111/J.1472-4642.2008.00491.X>.
- Martins, A. P. B., Feitosa, L. M., Lessa, R. P., Almeida, Z. S., Heupel, M., Silva, W. M., Tchaicka, L., y Nunes, J. L. S. (2018). Analysis of the supply chain and conservation status of sharks (Elasmobranchii: Superorder Selachimorpha) based on fisher knowledge. *PLoS ONE*, 13(3): e0193969. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193969>.
- McCartney, A. (2009). The policy relevance of choice modelling: an application to the Ningaloo and proposed capes marine parks. Conference (53rd), February 11-13, Cairns, Australia 48033, Australian Agricultural and Resource Economics Society. (No. 420-2016-26722).
- McGillicuddy, D. J. (2016). Mechanisms of physical-biological-biogeochemical interaction at the oceanic mesoscale. *Annual Review of Marine Science*, 8(2): 125 - 159. doi: <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010814-015606>.
- McKinney, J. A., Hoffmayer, E. R., Wu, W., Fulford, R., y Hendon, J. M. (2012). Feeding habitat of the whale shark *Rhincodon typus* in the northern Gulf of Mexico determined using species distribution modelling. *Marine Ecology Progress Series*, 3(458): 199 - 211. doi: <https://doi.org/10.3354/meps09777>.
- Misund, O. A., Kolding, J., y Fréon, P. (2008). Fish capture devices in industrial and artisanal fisheries and their Influence on management. En: *Handbook of Fish Biology and Fisheries*. Blackwell, Cambridge, U.S. pp. 13-36. doi: <https://doi.org/10.1002/9780470693919.ch2>.
- Moral-Flores, L. F.D., Morrone, J.J., Alcocer, J., Durand, H., Espinosa-Pérez y Pérez-Ponce de León G. (2015). Listado anotado de los tiburones, rayas y quimeras (Chondrichthyes: Elasmobranchii, Holocephali) de México. *Arxius de Miscellània Zoològica*, 13 (3): 47-163.
- Moral-Flores, L. F. D., Morrone, J. J., Alcocer, J., y Pérez-Ponce de León, G. (2016). Diversidad y afinidades biogeográficas de los tiburones, rayas y quimeras (Chondrichthyes: Elasmobranchii, Holocephali) de México. *Revista de Biología Tropical*, 64(4): 1469-1486.

- Musyl, M. K., Brill, R. W., Curran, D. S., Fragoso, N. M., McNaughton, L. M., Nielsen, A., Kikkawa, B. S., y Moyes, C. D. (2011). Postrelease survival, vertical and horizontal movements, and thermal habitats of five species of pelagic sharks in the central Pacific Ocean. *Fishery Bulletin*, 109(4): 341.
- Myers, R. A., y Worm, B. (2005). Extinction, survival or recovery of large predatory fishes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360 (1453): 13-20. doi: <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1573>.
- OBIS. (2020). *Ocean Biodiversity Information System*. Intergovernmental oceanographic commission of UNESCO. Disponible en: <https://obis.org/>.
- Oliver, S., Braccini, M., Newman, S. J., y Harvey, E. S. (2015). Global patterns in the bycatch of sharks and rays. *Marine Policy*, 54(5): 86-97. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2014.12.017>.
- Pelagios Kakunjá. (2020). Revillagigedo Islands Pelagios Kakunja Shark Research. *Pelagios Kakunja*. Disponible en: <https://www.pelagioskakunja.org/revillagigedo-archipelago>.
- Pérez-Jiménez, J. C. (2014). Historical records reveal potential extirpation of four hammerhead sharks (*Sphyrna* spp.) in Mexican Pacific waters. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24(2): 671-683.
- Pérez-Jiménez, J. C., y Mendez-Loeza, I. (2015). The small-scale shark fisheries in the southern Gulf of Mexico: Understanding their heterogeneity to improve their management. *Fisheries Research*, 172 (7): 96 - 104. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.07.004>.
- Petatán-Ramírez, D., Whitehead, D. A., Guerrero-Izquierdo, T., Ojeda-Ruiz, M. A., y Becerril-García, E. E. (2020). Habitat suitability of *Rhincodon typus* in three localities of the Gulf of California: Environmental drivers of seasonal aggregations. *Journal of Fish Biology*, 97(4): 1177-1186. doi: <https://doi.org/10.1111/jfb.14496>.
- Pikitch, E. K., Camhi, M. D., y Babcock, E. A. (2009). Introduction to sharks of the open ocean. En: *Sharks of the open ocean: Biology, Fisheries and Conservation*. Blackwell, Cambridge, US, pp. 166-192. doi: <https://doi.org/10.1002/9781444302516.ch1>.
- Poisson, F., Filmlalter, J. D., Vernet, A. L., y Dagorn, L. (2014). Mortality rate of silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) caught in the tropical tuna purse seine fishery in the Indian Ocean. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(6): 795-798. Doi: <https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0561>.
- Potier, M., Bach, P., Ménard, F., y Marsac, F. (2014). Influence of mesoscale features on micronekton and large pelagic fish communities in the Mozambique Channel. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 100 (20): 184-199. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2013.10.026>.
- Potier, M., Marsac, F., Cherel, Y., Lucas, V., Sabatié, R., Maury, O., y Ménard, F. (2007). Forage fauna in the diet of three large pelagic fishes (lancetfish, swordfish and yellowfin tuna) in the western equatorial Indian Ocean. *Fisheries Research*, 83(1): 60-72. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.08.020>.
- Queiroz, N., Humphries, N. E., Mucientes, G., HammersCLOag, N., Lima, F. P., Scales, K. L., Miller, P. I., Sousa, L. L., Seabra, R., y Sims, D. W. (2016). Ocean-wide tracking of pelagic sharks reveals extent of overlap with longline fishing hotspots. *Proceedings of the*

- National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(6): 1582-1587. doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.1510090113>.
- Restrepo, V., Dagorn, L., y Moreno, G. (2016). Mitigation of silky shark bycatch in tropical tuna purse seine fisheries. ISSF Technical Report 2016 -17. International Seafood Sustainability Foundation, Washington, D.C., USA.
- Rice, J., y Harley, S. (2013). Updated stock assessment of silky sharks in the western and central Pacific Ocean. *Scientific Committee Ninth Regular Session*, 6 (3): 6-14.
- Rigby, C. L., Sherman, C. S., Chin, A., y Simpfendorfer, C. (2019). *Carcharhinus falciformis*. The IUCN red list of threatened species 2017. e. T39370A117721799.
- Robinson, N. M., Nelson, W. A., Costello, M. J., Sutherland, J. E., y Lundquist, C. J. (2017). A systematic review of marine-based species distribution models (SDMs) with recommendations for best practice. *Frontiers in Marine Science*, 4: 421. doi: <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00421>.
- Román-Verdesoto, M., y Orozco-Zöller, M. (2005). Bycatches of sharks in the tuna purse-seine fishery of the eastern Pacific Ocean reported by observers of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1993-2004. *Inter-American Tropical Tuna Commission Data Report 11*. La Jolla, California.
- RStudio Team. (2021). RStudio: Integrated Development for R. In *RStudio, Inc., Boston, MA*. 770(394): 165-171.
- Salazar, J. I. C., y García, M. O. C. (2020). La protección de áreas naturales protegidas federales en México: relación entre los “burócratas de a pie” y la superficie territorial de las ANP. *Sociedad y Ambiente*, 2 (22): 22-47.
- Saldaña-Ruiz, L. E., García-Rodríguez, E., Pérez-Jiménez, J. C., Tovar-Ávila, J., y Rivera-Téllez, E. (2019). Biodiversity and conservation of sharks in Pacific Mexico. *Advances in Marine Biology*, 7 (83): 11-60. doi: <https://doi.org/10.1016/bs.amb.2019.08.001>.
- SEMARNAT. (2018). Programa de acción para la conservación de las especies tiburones y rayas. CONANP, Ciudad de México.
- Schuwirth, N., Borgwardt, F., Domisch, S., Friedrichs, M., Kattwinkel, M., Kneis, D., Kuemmerlen, M., Langhans, S. D., Martínez-López, J., y Vermeiren, P. (2019). How to make ecological models useful for environmental management. *Ecological Modelling*, 5(411): 108784. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108784>.
- Silva, M. A., Jonsen, I., Russell, D. J. F., Prieto, R., Thompson, D., y Baumgartner, M. F. (2014). Assessing performance of bayesian state-space models fit to argos satellite telemetry locations processed with kalman filtering. *PLoS ONE*, 9(3): e92277. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092277>.
- Solana-Sansores, R., Dicante, I., y Arredondo-Uribe, L. P. (2009). Dinámica de la flota atunera mexicana del Océano Pacífico Oriental. *Hidrobiologica*, 19(3): 225-23.
- Sosa-Nishizaki, O., Castillo-Géniz, J.L., Benítez-Díaz, H. (2022). Conservación, uso y aprovechamiento sustentable de tiburones mexicanos listados en la citas. Comisión Nacional Para El Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Stevens, J. D., Bonfil, R., Dulvy, N. K., y Walker, P. A. (2000). The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3): 476-494. doi: <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0724>.

- Strasburg, D. W. (1958). Distribution, abundance, and habits of pelagic sharks in the central Pacific Ocean. *Fishery Bulletin*, 58(138): 329.
- Thomson, K. S., y Simanek, D. E. (1977). Body form and locomotion in sharks. *Integrative and Comparative Biology*, 17(2): 343-354. Doi: <https://doi.org/10.1093/icb/17.2.343>.
- Thullier, W., Georges, D., Engler, R., Breiner, F., Georges, M. D., y Thuiller, C. W. (2016). Package 'biomod2'. Species distribution modeling within an ensemble forecasting framework. *Ecography*, 32 (3): 369-373.
- Toledo, V. M. (2009). La diversidad biológica de México. Nuevos retos para la investigación de los noventa. *Ciencias*, (34): 43-57.
- Valavi, R., Elith, J., Lahoz-Monfort, J. J., y Guillera-Arroita, G. (2019). blockCV: An R package for generating spatially or environmentally separated folds for k-fold cross-validation of species distribution models. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(2): 357798. doi: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13107>.
- Valavi, R., Guillera-Arroita, G., Lahoz-Monfort, J. J., y Elith, J. (2022). Predictive performance of presence-only species distribution models: a benchmark study with reproducible code. *Ecological Monographs*, 92(1): e01486. doi: <https://doi.org/10.1002/ecm.1486>.
- Valdemarsen, J. W. (2001). Technological trends in capture fisheries. *Ocean and Coastal Management*, 44(9-10): 635-651. doi: [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(01\)00073-4](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(01)00073-4).
- Vaudo, J. J., Byrne, M. E., Wetherbee, B. M., Harvey, G. M., y Shivji, M. S. (2017). Long-term satellite tracking reveals region-specific movements of a large pelagic predator, the shortfin mako shark, in the western North Atlantic Ocean. *Journal of Applied Ecology*, 54(6): 1765-1775. doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12852>.
- Walsh, W. A., Bigelow, K. A., y Sender, K. L. (2009). Decreases in shark catches and mortality in the Hawaii-based longline fishery as documented by fishery observers. *Marine and Coastal Fisheries*, 1(1): 270-282. doi: <https://doi.org/10.1577/c09-003.1>.
- Williamson, M. J., Tebbs, E. J., Dawson, T. P., y Jacoby, D. M. P. (2019). Satellite remote sensing in shark and ray ecology, conservation and management. *Frontiers In Marine Science*, 6 (6): 135. doi: <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00135>.
- Wilson, C., y Adamec, D. (2001). Correlations between surface chlorophyll and sea surface height in the tropical Pacific during the 1997-1999 El Niño - Southern Oscillation event. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 106(12): 31175-31188. doi: <https://doi.org/10.1029/2000jc000724>.
- Witt, M., Hawkes, L., Pikesley, S. K., Doherty, P., Solandt, J. L., Speedie, C., y Austin, R. A. (2019). Predicting habitat suitability for basking sharks (*Cetorhinus maximus*) in UK waters using ensemble ecological niche modelling. *Journal of Sea Research*, 153. 101767.
- Xu, H., Lennert-Cody, C. E., Maunder, M. N., y Minte-Vera, C. V. (2019). Spatiotemporal dynamics of the dolphin-associated purse-seine fishery for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research*, 213: 121 - 131. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2019.01.013>.