



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



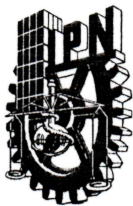
**IDENTIFICACIÓN DE HÁBITATS
PREFERENCIALES COMO BASE PARA UNA
HERRAMIENTA DE MANEJO ESPACIAL
DINAMICO DE LA PESQUERÍA DE PALANGRE
DEL GOLFO DE MÉXICO**

TESIS DOCTORAL

PRESENTA

ALBERTO ABAD URIBARREN

LA PAZ, B.C.S. JUNIO DEL 2019



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 27 del mes de Mayo del 2019 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

**"IDENTIFICACIÓN DE HÁBITATS PREFERENCIALES COMO BASE PARA UNA HERRAMIENTA
DE MANEJO ESPACIAL DINÁMICO DE LA PESQUERÍA DE PALANGRE DEL GOLFO DE MÉXICO"**

Presentada por el alumno:

ABAD
Apellido paterno

URIBARREN
materno

ALBERTO
nombre(s)

Con registro:

A	1	4	0	7	2	2
---	---	---	---	---	---	---

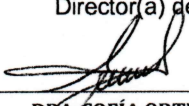
Aspirante de:

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

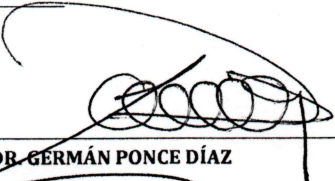
Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR LA DEFENSA DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

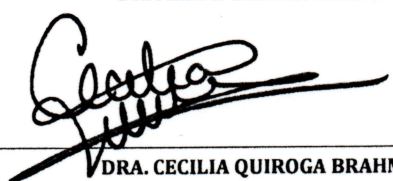
LA COMISION REVISORA

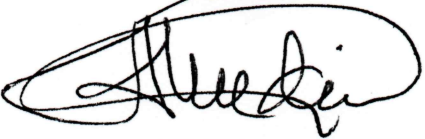
Director(a) de Tesis


DRA. SOFÍA ORTEGA GARCÍA

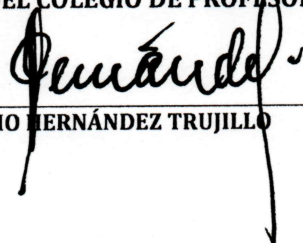

DR. FELIPE GALVÁN MAGAÑA


DR. GERMÁN PONCE DÍAZ


DRA. CECILIA QUIROGA BRAHMS


DR. ANTONIO MEDINA Y GUERRERO

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES


DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO



**I.P.N.
CICIMAR
DIRECCIÓN**



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 03 del mes de Junio del año 2019

El (la) que suscribe M. en C. ALBERTO ABAD URIBARREN Alumno (a) del Programa

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

con número de registro A140722 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DRA. SOFÍA ORTEGA GARCÍA

y cede los derechos del trabajo titulado:

"IDENTIFICACIÓN DE HÁBITATS PREFERENCIALES COMO BASE PARA UNA HERRAMIENTA

DE MANEJO ESPACIAL DINÁMICO DE LA PESQUERÍA DE PALANGRE DEL GOLFO DE MÉXICO"

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

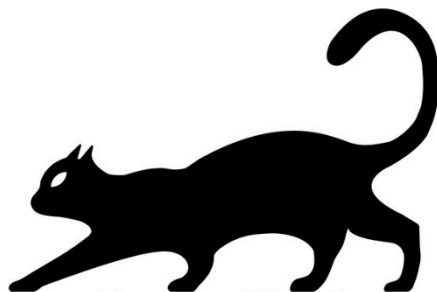
Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: abaduribarren@yahoo.es - sortega@ipn.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

M en C. ALBERTO ABAD URIBARREN

Nombre y firma del alumno

A las mujeres de mi vida, mi madre, Vero, Itzel y Celtia, por haberme acompañado a lo largo de este camino, sé que no siempre fue fácil, pero llegamos.



AGRADECIMIENTOS

Me gustaría agradecer a mi equipo de tesis, Dra. Sofía Ortega, Dr. Antonio Medina, Dr. Felipe Galván, Dr. Germán Ponce y Dra. Cecilia Quiroga, por ofrecerme esta oportunidad de aprendizaje. A través de este proyecto he recibido de todos no solo el conocimiento necesario, sino también la ayuda, y sobre todo la paciencia para llevar a buen puerto esta tesis. Una batalla larga, pero al final creo que la ganamos.

Agradezco también a todo el personal docente y administrativo del CICIMAR, siempre que fue necesario estuvieron ahí con la mano tendida.

Una mención especial para los colegas del ICTS-SOCIB de Mallorca, sobre todo para el Dr. David March; gracias por todo y suerte en los nuevos proyectos. También a la gente del Departamento de Física Aplicada de la Universidad de Cádiz, Dr. Jesus Gomez-Enri, y del ICMAN-CSIC, Dr. Gabriel Navarro por su inestimable ayuda en el procesado de imágenes satelitales.

Especial agradecimiento al Programa Nacional de Observadores (FIDEMAR) y al Instituto Nacional de Pesca (INAPESCA) a través del Programa Atún-Golfo de México, por permitirme el acceso a tan valiosa información.

Gracias a CONACYT por la concesión de la beca que permitió financiar estos estudios, así como a la Agencia Espacial Europea, la IUCN y la American Fisherman's Research Foundation por las becas otorgadas para la realización de cursos y asistencia a congresos.

A Miguel, Enrique y demás familia, bípedos y cuadrúpedos; y como no, a la peñita de Cádiz, un abrazo muy fuerte a todos.

INDICE DE CONTENIDOS

LISTA DE FIGURAS.....	VI
LISTA DE TABLAS.....	IX
GLOSARIO.....	X
RESUMEN.....	XIII
ABSTRACT.....	XIV
I. INTRODUCCION.....	1
I.1. Contexto y relevancia del estudio.....	1
I.2. La pesquería mexicana de atún en el Golfo de México.....	2
I.3. Biología, ecología y pesquerías del atún aleta amarilla.....	4
I.4. Biología, ecología y pesquerías del atún aleta azul.....	6
I.5. Modelos de Distribución de Especies.....	9
I.5.1. Modelos de distribución de especies en el medio marino.....	12
I.6. Manejo Dinámico del Océano.....	13
II. ANTECEDENTES.....	15
II.1. Dinámica de la pesquería mexicana de túnidos en el Golfo de México...	15
II.2. Hábitats oceanográficos preferenciales.....	16
II.3. Herramientas de manejo espacial dinámico.....	19
III. AREA DE ESTUDIO.....	23
IV. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	29
V. OBJETIVOS.....	30
V.1. Objetivo general.....	30
V.2. Objetivos específicos.....	30
VI. METODOLOGIA.....	31
VI.1. Datos.....	31
VI.1.1. Datos pesqueros.....	31
VI.1.2. Datos ambientales.....	33
VI.1.2.1. Temperatura Superficial del Mar.....	33
VI.1.2.2. Concentración de clorofila a.....	34
VI.1.2.3. Datos altimétricos.....	35

VI.1.2.4. Datos batimétricos.....	36
VI.1.2.5. Pronósticos de datos ambientales.....	36
VI.2. Análisis de datos.....	38
VI.2.1. Procesado de los datos ambientales derivados de satélite.....	38
VI.2.2. Dinámica espacio-temporal de la pesquería de palangre.....	39
VI.2.3. Diseño de los modelos de distribución.....	41
VI.2.4. Rendimiento predictivo de los modelos.....	45
VI.3. Herramienta de asistencia al manejo dinámico de la pesquería de atún del Golfo de México.....	46
VI.3.1. Módulos del sistema de procesamiento automatizado.....	47
VI.3.2. Índice de Aptitud de Pesca.....	49
VII. RESULTADOS.....	51
VII.1. Procesado de los datos ambientales derivados de satélite.....	51
VII.1.1. Interpolación DINEOF.....	51
VII.2. Dinámica espacio-temporal de la pesquería de palangre en el Golfo de México.....	51
VII.2.1. Dinámica del esfuerzo pesquero.....	51
VII.2.2. Distribución de las capturas de los atunes aleta azul y aleta amarilla.....	56
VII.3. Hábitat oceanográfico preferencial de los atunes aleta azul y aleta amarilla en aguas mexicanas del Golfo de México.....	62
VII.3.1. Análisis exploratorio de los datos (EDA).....	62
VII.3.2. Preferencias oceanográficas.....	64
VII.3.3. Rendimiento predictivo de los modelos.....	68
VII.4. Herramienta de asistencia al manejo dinámico de la pesquería de atún del Golfo de México.....	70
VIII. DISCUSIÓN.....	71
IX. CONCLUSIONES.....	84
X. BIBLIOGRAFIA.....	86
XI. ANEXOS.....	115

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Tendencia de las capturas globales de las principales especies comerciales de atunes.....	4
Figura 2. Distribución espacial del atún aleta amarilla, <i>Thunnus albacares</i> , en el océano Atlántico.....	5
Figura 3. Distribución espacial histórica del atún aleta azul del Atlántico, <i>Thunnus thynnus</i>	7
Figura 4. Evolución de la biomasa de reproductores de atún aleta azul del Atlántico entre 1970 y 2010.....	9
Figura 5. Zona de estudio. Área de operación de la flota atunera mexicana de palangre en el Golfo de México.....	23
Figura 6. Mapa de Anomalías del Nivel del Mar (SLA) en el Golfo de México. A representa un giro anticiclónico despendido de la corriente de Lazo y C el giro ciclónico semiestacionario de la Bahía de Campeche.....	26
Figura 7. Variabilidad mensual de la Temperatura Superficial del Mar (SST) en el Golfo de México.....	27
Figura 8. Esquema simplificado de la metodología propuesta.....	32
Figura 9. Secuencia de procesamiento de la variable Anomalías del Nivel del Mar (SLA).....	48
Figura 10. Módulos del sistema de procesamiento automatizado de la herramienta de asistencia al manejo dinámico de la pesquería de atún del Golfo de México.....	50
Figura 11. Concentración de clorofila a (CHL) a) ejemplo de composición semanal a partir de datos diarios de concentración de clorofila a del proyecto GLOBCOLOUR, y b) la misma composición semanal interpolada usando el método DINEOF.....	51

Figura 12. Esfuerzo pesquero (número de anzuelos) aplicado por la flota palangrera mexicana en el Golfo de México. a) Promedio anual entre 1994 y 2012, b) esfuerzo mensual acumulado entre 1994 y 1998, y c) promedio mensual entre 1999 y 2012.....	52
Figura 13. Esfuerzo pesquero total acumulado (EFF), captura total acumulada de atún aleta amarilla (YFT), y captura total acumulada de atún aleta azul del Atlántico (BFT), por la flota mexicana de palangre que opera en el Golfo de México entre 1999 y 2012.....	54
Figura 14. Esfuerzo pesquero promedio anual y coeficiente de variación aplicado por la flota palangrera mexicana en el Golfo de México en 1999 y 2012.....	55
Figura 15. Esfuerzo pesquero medio mensual y coeficiente de variación aplicado por la flota palangrera mexicana en el Golfo de México entre 1999 y 2012.....	56
Figura 16. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de atún aleta amarilla y captura incidental por unidad de esfuerzo (BCPUE) de atún aleta azul por la flota palangrera mexicana que opera en el Golfo de México entre 1999 y 2012.....	57
Figura 17. Distribución espacial del promedio mensual de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de atún aleta amarilla y su coeficiente de variación para la pesquería palangrera mexicana en el Golfo de México entre 1999 y 2012.....	58
Figura 18. Distribución espacial del promedio mensual de la captura incidental por unidad de esfuerzo (BCPUE) de atún aleta azul y su coeficiente de variación para la pesquería palangrera mexicana en el Golfo de México entre 1999 y 2012.....	59
Figura 19. Distribución espacial mensual de la proporción de captura de atún aleta azul (BFT) a 100 atunes aleta amarilla (YFT) durante el mes de máxima ocurrencia de BFT en aguas mexicanas del Golfo de México.....	61

Figura 20. Variabilidad del promedio mensual de la captura incidental del atún aleta azul del Atlántico en aguas mexicanas del Golfo de México entre 1994 y 2012.....	62
Figura 21. Distribución geográfica de las capturas (densidad de kernel) de atún aleta azul y aleta amarilla de la flota palangrera mexicana entre 1994 y 2012.....	63
Figura 22. Ajustes del modelo GAM para el atún aleta azul. Curvas suavizadas del efecto aditivo a la captura incidental por unidad de esfuerzo (BCPUE) del atún aleta azul para los parámetros ambientales, temporales y espaciales.....	65
Figura 23. Ajustes del modelo GAM para el atún aleta amarilla. Curvas suavizadas del efecto aditivo a la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) del atún aleta amarilla para los parámetros ambientales, temporales y espaciales.....	67
Figura 24. Resultados de la validación cruzada de los modelos binomiales negativos GAM, y la curva ROC para las previsiones de presencia/ausencia, de los modelos de atún aleta azul y atún aleta amarilla.....	68
Figura 25. Probabilidad esperada de captura incidental de atún aleta azul del Atlántico y CPUE prevista de aleta amarilla en el Golfo de México para tres diferentes semanas.....	69
Figura 26. Herramienta operacional de asistencia al manejo dinámico de la pesquería de atún en el Golfo de México.....	70

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Información de los datos derivados de la actividad pesquera.....	33
Tabla 2. Especificaciones de los diferentes productos satelitales empleados....	34
Tabla 3. Especificaciones de los datos batimétricos.....	36
Tabla 4. Especificaciones de los pronósticos de datos ambientales.....	37
Tabla 5. Condiciones del Índice de Aptitud de Pesca (IAP) y recomendaciones asociadas.....	49
Tabla 6. Resumen de las estimaciones de parámetros del modelo GAM de mejor ajuste para la predicción de la captura incidental por unidad de esfuerzo de atún aleta azul en el Golfo de México.....	64
Tabla 7. Resumen de las estimaciones de parámetros del modelo GAM de mejor ajuste para la predicción de la captura por unidad de esfuerzo de atún aleta amarilla en el Golfo de México.....	66

GLOSARIO DE TERMINOS

Artes de pesca. Se trata del equipo empleado para la pesca. Algunos de los artes más comunes en la pesca de túnidos y especies afines son los barcos de cebo, red de enmalle, línea de mano, arpón, palangre, arrastre entre dos aguas, cerco, caña y carrete, almadraba y arrastre.

Atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*, YFT). Se trata de una especie cosmopolita de túnidos que se encuentra distribuida principalmente en las aguas oceánicas tropicales y subtropicales de los tres océanos, donde forma grandes cardúmenes. Se asume la existencia de un único stock en todo el atlántico a efectos de evaluación. La principal zona de reproducción se encuentra en el Golfo de Guinea, y tiene lugar de enero a abril. También se da actividad reproductiva de mayo a noviembre en el Golfo de México y sudeste del mar Caribe.

Atún aleta azul del Atlántico (*Thunnus thynnus thynnus*, BFT). Atún de aguas templadas que se encuentra en todo el Atlántico norte. A efectos de evaluación se supone la existencia de dos stocks. El atún rojo del Atlántico puede llegar a medir más de 300 cm, pesar más de 650 kg y vivir más de 20 años. Adaptado a regular su temperatura corporal realiza extensas migraciones entre zonas de alimentación en aguas frías a zonas de reproducción en aguas templadas. En el Atlántico oeste la puesta tiene lugar de abril a junio en el Golfo de México y Estrecho de Florida.

AVHRR. Advanced Very High Resolution Radiometer.

Biomasa de Reproductores del Stock (SSB). Es la contribución que se espera obtener durante el ciclo vital a la biomasa reproductora del stock para conocer el promedio de reclutamiento a la pesquería.

Captura por unidad de esfuerzo (CPUE). Volumen de la captura obtenida por unidad de esfuerzo de pesca. La CPUE nominal se usa con frecuencia como medida de la eficacia en el aspecto económico de un tipo de arte. La CPUE estandarizada suele usarse como índice de abundancia para “calibrar” o ajustar modelos de evaluación.

Captura incidental (bycatch). Captura de especies, otras que la especie-objetivo, en el curso de una operación de pesca. Esta captura incidental puede ser descartada o desembarcada.

Coeficiente de variación (CV). El error estándar de una estadística, dividido por su estimación. El CV da una idea de la precisión de una estimación, con independencia de su magnitud.

Cuota. Parte de un TAC (Total Admisible de Capturas) asignado a una pesquería o a una unidad operativa, como barcos de un determinado tonelaje o un país.

DINEOF (Data INterpolating Empirical Orthogonal Functions). Método de interpolación para completar grupos de datos geofísicos basado en funciones empíricas ortogonales (Alvera-Azcarate *et al.*, 2005).

EKE (Eddy Kinetic Energy). Medida de la variabilidad de mesoescala del flujo en una determinada área. Permite identificar regiones donde los giros de mesoescala, meandros de corrientes, frentes y filamentos son relativamente comunes (Stammer, 1998; Pascual *et al.*, 2006)

Esfuerzo Pesquero. Medida de intensidad de las operaciones de pesca. La definición del esfuerzo depende del tipo de pesquería (arte) y con frecuencia, del tipo de información disponible. Respecto a las pesquerías de palangre, el esfuerzo suele definirse en unidades de número de anzuelos o en horas-anzuelo.

ICCAT. Siglas en inglés de la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico. Organización pesquera intergubernamental responsable de la conservación de los túnidos y especies afines en el Océano Atlántico y sus mares adyacentes.

Lance. Se refiere a la operación de pesca en la cual el arte se despliega y se recoge una vez; se utiliza normalmente en pesqueras de cerco o de palangre.

Manejo Dinámico del Océano (ODM). Manejo que cambia rápidamente en el espacio y el tiempo en respuesta a la naturaleza cambiante del océano y sus usuarios, basado en la integración de nuevos datos biológicos, oceanográficos, sociales y/o económicos en tiempo real. (Maxwell *et al.*, 2015)

Modelos de Distribución de Especies (MDE). Modelado de la relación entre las especies y sus hábitats. Estos modelos parten de datos disponibles de ocurrencia o abundancia de un organismo en un determinado lugar y mediante diferentes procedimientos matemáticos o estadísticos permiten inferir las zonas potencialmente idóneas para su presencia en función de diferentes características ambientales (Mateo *et al.*, 2012).

Modelo Estadístico. Se trata de un componente de un modelo de estimación que define los criterios sobre cómo se ajustan las observaciones.

Observador científico. Persona independiente que recopila información a bordo de los barcos pesqueros. Los programas de observadores pueden servir para cuantificar la captura incidental y los descartes de peces muertos, tomas de muestras biológicas o cualquier otra función no relacionada con la actividad comercial.

Stock. Un stock constituye una unidad biológica de una especie que forma un grupo de características ecológicas similares y, como unidad, es el sujeto de la evaluación y del manejo.

Total Admisible de Capturas (TAC). Un control de ordenación para limitar la captura de todo el stock. Normalmente, los TAC se dividen en cuotas.

ZEE. Zona Económica Exclusiva (definida en el Convenio del Derecho del Mar)

Los stocks de atún aleta azul del Atlántico (BFT por sus siglas en inglés) han sido considerados sobreexplotados en las últimas décadas, siendo especialmente crítica la situación del stock occidental, cuya principal área de reproducción es el Golfo de México (GoM). A pesar de las medidas vigentes, como la prohibición de la pesca dirigida, la captura incidental de reproductores es considerada un factor clave para explicar la falta de recuperación de los stocks locales, lo que demanda estrategias de manejo espacio-temporal basadas en el mejor conocimiento científico disponible. En esta tesis se presentan las bases de una herramienta de asistencia al manejo dinámico de la pesquería de atún en el GoM. Utilizando datos de captura y esfuerzo de la flota palangrera mexicana, con una cobertura de observadores científicos del 100% entre 1994 y 2012, y datos ambientales obtenidos por percepción remota satelital, se investigó la influencia de las condiciones ambientales en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) del BFT y del atún aleta amarilla (YFT por sus siglas en inglés) a través de modelos estadísticos. Se ajustaron modelos aditivos generalizados (GAMs) con una distribución binomial negativa utilizando el Criterio de Información de Akaike (AIC) para la selección. El esfuerzo pesquero mostró diferencias estacionales significativas, siendo mayor y focalizado durante los meses de verano, reduciéndose durante los meses de invierno con una distribución espacial más amplia. La CPUE de BFT exhibió una marcada estacionalidad, con valores pico en febrero y marzo; dos zonas principales presentaron tasas de captura incidental más altas, la Bahía de Campeche y el área centro-occidental del GoM. Las mayores abundancias relativas se asociaron significativamente a áreas con anomalías negativas del nivel del mar y bajas temperaturas superficiales, características de giros ciclónicos. Por el contrario, el YFT estuvo presente durante todo el año, mostrando un patrón espacio-temporal recurrente y un hábitat ambiental mucho más amplio. Integrando la capacidad predictiva de los modelos, y pronósticos de datos oceanográficos, se desarrolló una herramienta automatizada que permite identificar con una semana de antelación las zonas de pesca adecuadas bajo el criterio de reducir la captura incidental de BFT y manteniendo las capturas de YFT, y facilita la distribución de esta información de una manera rápida y sencilla a los tomadores de decisiones.

ABSTRACT

Atlantic bluefin tuna (BFT) stocks have been considered overfished over the last decades, being especially critical the situation of the western stock, whose main spawning grounds are in the Gulf of México (GoM). Despite the current measures implemented, like no direct fishing allowed, bycatch of spawners is pointed as a key factor to explain the lack of recovery of local stocks. This situation demands the implementation of appropriate spatio-temporal management strategies based on the best available scientific knowledge. This dissertation presents the bases of a dynamic management decision-support tool for the Mexican tuna fishery in the GoM. Using catch and effort data from the Mexican commercial longline fleet, with a 100% scientific observer's coverage between 1994 and 2012, and satellite remote sensing derived environmental data, we investigate the influence of environmental conditions on the distribution of BFT and yellowfin tuna (YFT) catch per unit effort (CPUE) through statistical models. Given the lack of information on the fishery dynamics, spatio-temporal behavior of fishing effort and CPUE were analyzed, focusing on habitat overlap. General additive models (GAMs) were fitted using a negative binomial distribution, and to select the best model Akaike Information Criterion (AIC) was applied. Fishing effort showed significant seasonal differences, being greater and spatially concentrated during summer months, decreasing during winter months, when its spatial distribution covers a larger area. BFT CPUE exhibited a marked seasonality, reaching higher values in February and March, with two main locations identified to support higher bycatch rates, the Campeche Bay and the western-central GoM area. Higher relative abundances were significantly associated to areas with negative sea level anomalies and low sea surface temperatures, characteristics of cyclonic eddies. YFT, by contrast, was present in the area all year round, showing a recurrent CPUE spatio-temporal pattern and a much broader environmental habitat. The developed tool uses the predictive capacity of the distribution models coupled with oceanographic data forecasts derived from ocean models, to forecast one week in advance the suitable fishing zones under the management criteria of reducing BFT bycatch while maintaining current YFT catch levels, and allows this information to be distributed quickly and easily to decision-maker

I. INTRODUCCION

I.1. Contexto y relevancia del estudio

Las pesquerías mundiales se han visto sometidas en las últimas décadas a una creciente presión asociada a una amplia gama de factores relacionados con el crecimiento de la población humana, incluyendo sobrepesca, cambio climático global, contaminación, y degradación de los hábitats. Como resultado, más del 80% de los stocks mundiales se encuentran completamente explotados o sobreexplotados (FAO, 2011). Debido a su alto valor comercial, una de las especies que mayor presión pesquera ha recibido en los últimos tiempos ha sido el atún aleta azul o atún rojo del Atlántico, *Thunnus thynnus*, (Linnaeus, 1758). Esto ha desembocado en una severa sobrepesca y un rápido descenso en su abundancia (ICCAT, 2006, 2014). De los dos stocks reconocidos por la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (ICCAT en sus siglas en inglés, <http://www.iccat.es>) en base a la localización diferenciada de sus zonas de puesta, el stock del oeste, cuya área de desove es el Golfo de México (Baglin, 1982), es el que ha sufrido un mayor deterioro (ICCAT, 2017). Su biomasa de reproductores (SSB por sus siglas en inglés) se ha reducido en un 80% desde 1970, ello a pesar de que se desarrollara un plan de recuperación a 20 años a principios de la década de 1980 (Magnuson, 1994). Evaluaciones recientes indican que el stock oeste continua sin mostrar signos evidentes de recuperación (ICCAT, 2017). Entre los factores potenciales que contribuyen a la reducción del stock oeste, destacan la mortalidad por pesca de reproductores en pesquerías del Atlántico central de la unidad de manejo del este (Block *et al.*, 2005) y la captura incidental de reproductores en las pesquerías de palangre de superficie en el Golfo de México (GoM), cuya especie objetivo es el atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) (Teo y Block, 2010). En la gran mayoría de las pesquerías marinas, la captura de las especies deseadas (especies objetivo) está acompañada de la captura incidental de otras especies (Hall, 1998; Tasker *et al.*, 2000; Kock, 2001). Este fenómeno, denominado *bycatch* en inglés, constituye en la actualidad una de las principales preocupaciones en el manejo de pesquerías a nivel mundial (Hall *et al.*, 2000; Dunn *et al.*, 2008), máxime con la evolución

dentro del manejo pesquero de un enfoque mono específico hacia un enfoque ecosistémico (García *et al.*, 2003; Hall y Mainprize, 2004; Pikitch *et al.*, 2004).

En este contexto, se han propuesto dos grandes líneas para la mitigación de dicha problemática, principalmente orientadas a minimizar la captura incidental de especies amenazadas, en peligro o protegidas (Hartog *et al.*, 2011). Por un lado, la modificación de artes y estrategia de pesca (Hall, 1998; Epperly, 2003; Hall y Mainprize, 2004) y por otro, la implementación de estrategias de manejo espacial, donde se identifican los hábitats sensibles (ej. áreas de desove, rutas migratorias) y posteriormente la actividad pesquera en ese hábitat es modificada para proteger a las especies de interés (Game *et al.*, 2009; Hartog *et al.*, 2011). Estas medidas espaciales, tradicionalmente basadas en vedas espaciales o temporales (Hoffmann y Pérez-Ruzafa, 2008), han ido evolucionando, sobre todo en ecosistemas pelágicos altamente dinámicos, hacia estrategias de manejo espacial temporalmente flexibles (Bertrand *et al.* 2008; Howell *et al.*, 2008; Dunn *et al.*, 2011), lo que actualmente se integra en el marco del denominado Manejo Dinámico del Océano (Hobday *et al.*, 2014; Maxwell *et al.*, 2015; Dunn *et al.*, 2016; Hazen *et al.*, 2018). Este tipo de estrategias ya han sido implementadas con éxito en algunas pesquerías, siendo uno de los ejemplos más destacables la pesquería de palangre en la parte este de Australia dirigida a atún y picudos (Hobday y Hartmann, 2006; Hobday *et al.*, 2009; Hartog *et al.*, 2011) o sobre ciertas especies sujetas a una situación de vulnerabilidad frente a diferentes actividades humanas (Howell *et al.*, 2008; Hazen *et al.*, 2017). En este trabajo se propone el desarrollo de una herramienta de manejo espacial dinámico para la pesquería de palangre superficial en el Golfo de México basado en la identificación de hábitats preferenciales de las especies involucradas, dirigido a reducir la captura incidental del atún aleta azul sin afectar sustancialmente los rendimientos económicos de la flota.

I.2. La pesquería de mexicana de atún en el Golfo de México

La pesquería mexicana de atún en el Golfo de México se inició en los primeros años de 1980, aunque previamente buques japoneses ya habían incursionado en aguas mexicanas durante la década de 1970 (ICCAT, 2010). Si bien su importancia a nivel nacional es reducida en comparación con las pesquerías de

túnidos del Pacífico, constituye una de las más importantes en la región, siendo además la única pesquería mexicana oceánica en el Golfo de México (Dreyfus-León y Robles-Ruiz, 2006). La actividad pesquera, desarrollada principalmente dentro de la Zona Económica Exclusiva (ZEE) (Fig. 5), se realiza durante todo el año (Ramírez-López, 2009). Se trata de una flota de media distancia, con buques de 25 m de eslora máxima, 15 t de capacidad de acarreo y 30 días de autonomía en el mar (INAPESCA, 2006). La flota, compuesta por un número variable de buques en función del año (entre 15 a principios de los años noventa y 33 en 2002), opera principalmente desde tres puertos diferentes: Tuxpan y Alvarado, en Veracruz; y Progreso, en Yucatán (Fig. 5). En términos de tipo de buque, equipo, arte y maniobras de pesca a flota palangrera mexicana puede ser considerada homogénea a lo largo del periodo de estudio, por lo que sus operaciones y resultados pueden enmarcarse dentro de la misma categoría (DOF, 2015). Los palangreros mexicanos que operan en el GoM realizan la pesca dirigida al atún aleta amarilla con palangres de superficie a la deriva de 50 km a 75 km de largo que son calados de noche con hasta 800 anzuelos cebados (Sosa-Nishisaki *et al.* 2001). Esta captura representa en torno al 30% de la captura total, con un promedio anual en torno a las 1200 toneladas (Quiroga-Brahms *et al.*, 2009). Se han identificado más de 40 especies que son capturadas incidentalmente (Ramírez-López, 2009), las cuales, aunque mayoritariamente corresponden a peces óseos de poco valor comercial, también incluyen grandes depredadores pelágicos, como otros atunes, destacando el atún aleta azul, marlines, pez vela (*Istiophorus albicans*), pez espada (*Xiphias gladius*) y tiburones (Quiroga-Brahms *et al.*, 2009), así como diferentes especies de tortugas marinas (Ramírez-López *et al.* 2005). El manejo de esta pesquería, al involucrar especies altamente migratorias, tiene competencias a nivel nacional e internacional. En el primer caso está regulada por la NOM-023-SAG/PESC-2014, que regula el aprovechamiento de las especies de túnidos (DOF, 2015) y diversos Acuerdos, como por ejemplo el que establece la cuota de captura para el aprovechamiento del marlín azul (*Makaira nigricans*) y el marlín blanco (*Tetrapturus spp*) (DOF, 2016). A nivel internacional ICCAT es la encargada de asesorar en base a información científica a los distintos países involucrados. Sus recomendaciones de manejo incluyen limitaciones al esfuerzo pesquero, Total Admisible de Capturas (TAC), restricciones de zona y temporada, entre otros.

I.3. Biología, ecología y pesquerías del atún aleta amarilla

El atún aleta amarilla (YFT) es la segunda especie de atún en importancia comercial, después del listado (*Katsuwonus pelamis*), a nivel mundial. Sus capturas constituyen aproximadamente el 25% de la captura total de atunes (Arrizabalaga *et al.*, 2012), con volúmenes máximos de captura en torno a 1.5 millones de toneladas (Fig. 1) en la última década (FAO, 2018).

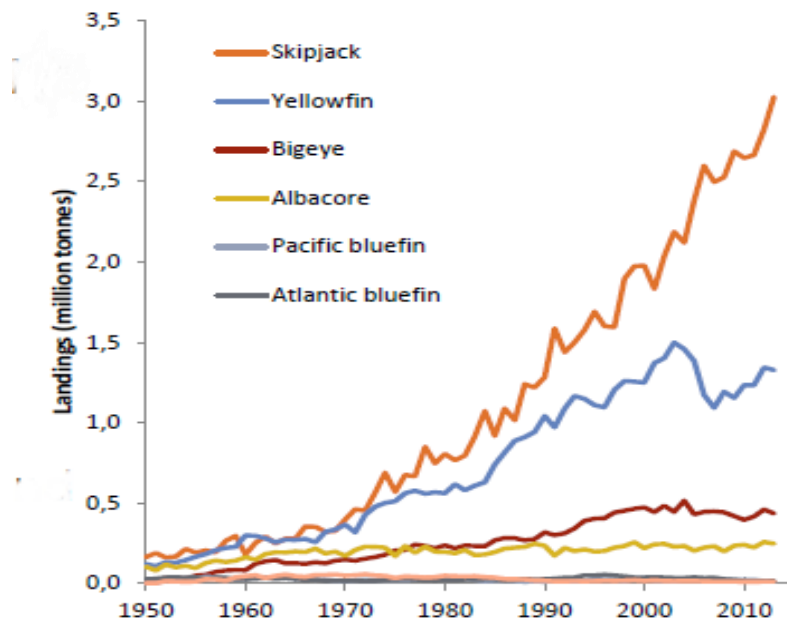


Figura 1. Tendencia de las capturas globales (millones de toneladas) de las principales especies comerciales de atunes. Fuente: <http://firms.fao.org/firms/en>

El grueso de las capturas se produce en el Océano Pacífico, representando las capturas en el Océano Atlántico menos del 10% del total (Murua, 2013). Según la última evaluación del stock realizada por ICCAT (2016), el stock de YFT del Atlántico no se encuentra sobreexplotado y no está sujeto a riesgo de sobreexplotación a corto plazo; sin embargo, el grado de incertidumbre de los modelos, aconseja un seguimiento sostenido de la evolución del stock (ICCAT, 2016). El manejo de la especie se hace en base a la consideración de un solo stock por parte de ICCAT. Se trata de una especie epipelagica con una amplia distribución. Pese a ser predominantemente tropical, su fisiología especializada, característica del género *Thunnus*, le permite una gran distribución geográfica

dentro de un rango térmico amplio (Block *et al.*, 1997; Graham y Dickson, 2004). Se encuentra en todo el océano Atlántico entre 45° N y 40° S, salvo el mar Mediterráneo (Fig. 2), aunque las mayores abundancias se dan en aguas tropicales.

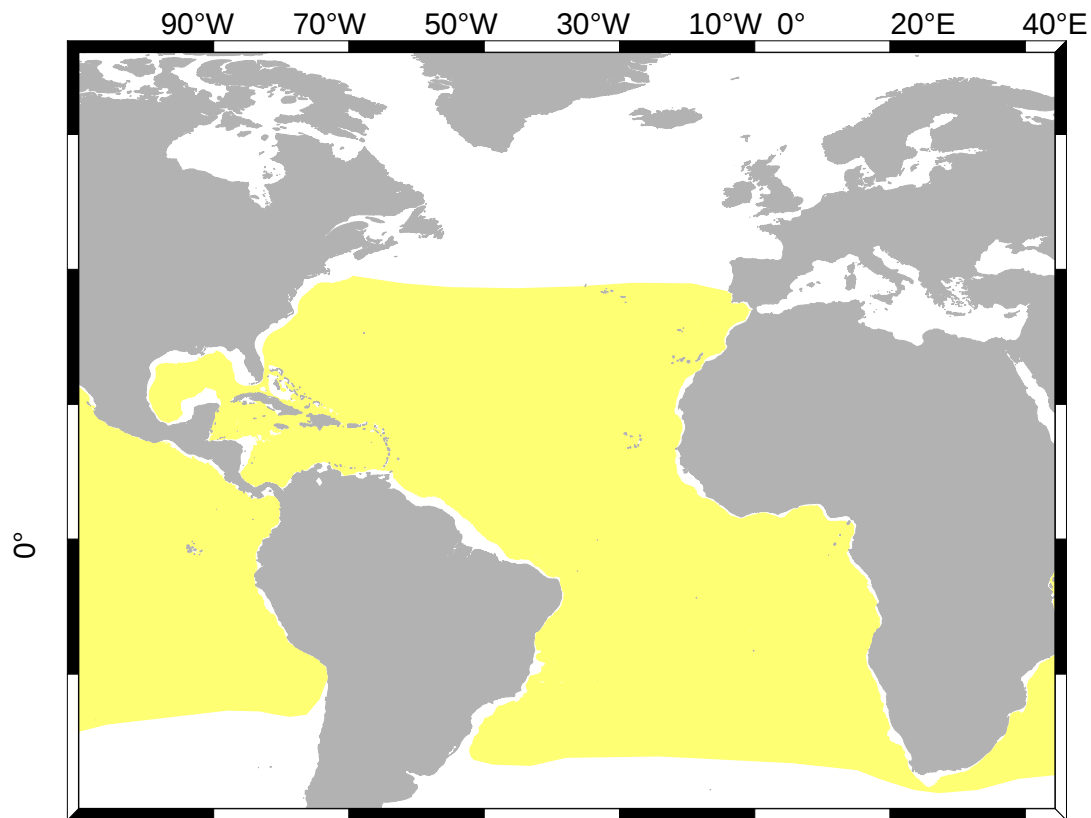


Figura 2. Distribución espacial del atún aleta amarilla, *Thunnus albacares*, en el océano Atlántico. Modificado de FAO (2016).

El YFT es un depredador oportunista, que se alimenta cerca de la cima de la cadena alimenticia de una gran cantidad de presas, como peces, calamares y crustáceos (Potier *et al.*, 2007). Su hábitat preferencial se asocia a temperaturas cálidas, entre 18 y 31°C, y altas concentraciones de presas, estando su distribución fuertemente ligada a la dinámica oceanográfica (Schaefer, 2007). En comparación con especies templadas como el atún aleta azul, es una especie de rápido crecimiento y desarrollo sexual, alcanzando la madurez entre los dos y tres años (Majkowski *et al.*, 2007; Margulies *et al.*, 2007). Realiza múltiples puestas a lo largo de la temporada de reproducción (Schaefer, 1996). La

temperatura del agua parece ser la variable ambiental que condiciona mayoritariamente el proceso de puesta, realizándose en aguas con una temperatura en torno a 24°C o superior; Schaefer (1998) determinó que el cambio de la isoterma de 24°C era responsable de la estacionalidad de las puestas en las regiones subtropicales. Actualmente se reconocen dos grandes áreas de puesta situadas a ambos lados del Atlántico. En la parte occidental la puesta se realiza entre mayo y agosto en el Golfo de México, y entre julio y septiembre en aguas del sureste caribeño (Arocha *et al.*, 2001). La principal área de reproducción del stock se encuentra en las costas orientales del Atlántico, en el Golfo de Guinea, donde tiene lugar la puesta entre diciembre y abril (Diaha *et al.*, 2015).

I.4. Biología, ecología y pesquerías del atún aleta azul

El atún rojo del Atlántico (BFT) es probablemente una de las especies marinas más icónicas en la actualidad, ya sea por su valor como recurso económico, que ha llevado a su pesca durante siglos (Fromentin y Powers, 2005), su papel como depredador tope en ecosistemas oceánicos (Estrada *et al.*, 2005) o su estado de conservación (Collette *et al.*, 2015). Habita principalmente en ecosistemas pelágicos de todo el Atlántico Norte, incluyendo el Golfo de México y el mar Mediterráneo (Mather *et al.*, 1995), aunque existen registros históricos de su presencia en el Atlántico Sur (Fig. 3), como fue la pesquería en las costas brasileñas durante la década de 1960 (Takeuchi *et al.*, 1999). Se trata peces de gran tamaño que pueden llegar a medir más de 300 cm de longitud furcal y pesar 680 kg (Magnuson *et al.*, 1994), son poderosos nadadores y poseen una capacidad endotérmica muy desarrollada (Shiels *et al.*, 2011). Aunque de carácter epipelágico, estudios utilizando marcas PSAT (Pop-up Satellite Archival Tag) indican que realizan frecuentes buceos por debajo de la termoclina pudiendo alcanzar hasta los 1000 m, posiblemente para reducir el estrés térmico (Teo *et al.*, 2007a; Aranda *et al.*, 2013).

Estas características le permiten realizar extensas migraciones entre áreas de alimentación, en aguas frías subpolares, y áreas de reproducción en aguas cálidas subtropicales (Mather *et al.*, 1995; Block *et al.*, 2005; Teo *et al.*, 2007a). Se han identificado dos áreas y periodos principales de puesta, el Golfo de

México de Abril a Junio en el Atlántico occidental (Baglin, 1982; Scott *et al.*, 1993) y el Mar Mediterráneo de Junio a Agosto en la parte oriental (Magnuson *et al.*, 1994; Mather *et al.*, 1995; Schaefer, 2001) adicionalmente se han definido áreas de puesta marginales en el Estrecho de Florida y Bahamas (Baglin, 1982; Block *et al.*, 2001) y recientemente en áreas asociadas al talud continental frente a la costa central Atlántica de los Estados Unidos (Richardson *et al.*, 2016).

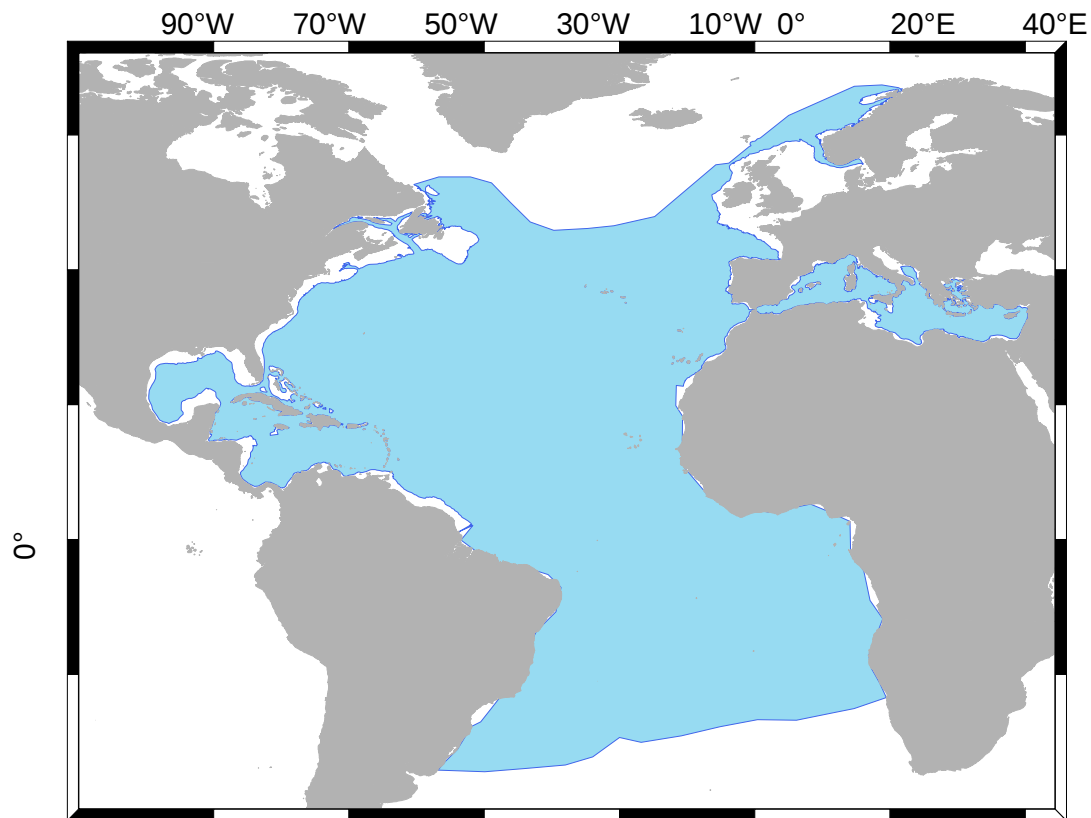


Figura 3. Distribución espacial histórica del atún aleta azul del Atlántico, *Thunnus thynnus*. Modificado de Mather *et al.* (1995).

Se reconocen dos poblaciones genéticamente diferenciadas (Rooker *et al.*, 2007), que muestran un comportamiento hogareño y fidelidad al lugar de puesta (Rooker *et al.*, 2008), pese a existir mezcla entre las poblaciones en zonas de alimentación comunes del Atlántico Norte (Lutcavage *et al.*, 1999, Block *et al.*, 2005; Rooker *et al.*, 2008; Galuardi *et al.*, 2010). En base a esta estructura poblacional, ICCAT maneja la pesquería de BFT como dos stocks diferentes, este y oeste, separados por el meridiano 45°O (Fromentin y Powers, 2005).

Existe bastante incertidumbre en torno a la edad primera madurez de ambos stocks. Diversos estudios sitúan la edad de primera madurez del stock del este entre los 3 y 5 años (Rodríguez-Roda, 1967; Abascal, 2004) mientras que para el stock oeste la edad de primera madurez parece fluctuar entre los 8 a 10 años (Baglin, 1982), alcanzando la población la madurez plena sobre los 15 años (Díaz, 2011). Tanto juveniles como adultos son depredadores oportunistas, si bien estos últimos se alimentan preferentemente de pelágicos menores (Mather *et al.*, 1995; Fromentin y Powers, 2005). El crecimiento de los juveniles es rápido, alcanzado al año los 60 cm de longitud furcal (FL, por sus siglas en ingles) y un peso de 4 kg, pudiendo alcanzar los 330 cm y 725 kg con una esperanza de vida entorno a los 40 años (Cort *et al.*, 2013).

Los primeros registros de pesca de BFT se remontan a hace más de 6000 años en el Mediterráneo, sin embargo, es con el desarrollo de las almadrabas cuando se puede hablar propiamente de una pesquería desarrollada, con registros de miles de toneladas por parte de comunidades fenicias y romanas (Ravier y Fromentin, 2004). A mediados de la década de 1970 se produjo un cambio en el mercado del BFT, de un consumo local en Europa a un importante mercado de exportación a Japón. Esto provocó un importante aumento en las capturas por parte de las flotas de cerqueros, pasando de 11,000 t en 1970 a 60,000 en la década de 2000 (Fromentin y Powers, 2005; Fromentin, 2009). Esta fuerte presión pesquera ha desembocado en una severa sobrepesca y un rápido descenso (Fig. 4a) en su abundancia (ICCAT, 2014). En el caso del stock del oeste, su pesca comercial comenzó en los años 1960s, con las pesquerías de cerco en Nueva Inglaterra y la de japonesa de palangre en Brasil (Mather, 1995). El volumen conjunto de capturas de estas pesquerías alcanzo las 20,000 t en 1964; a partir de ese momento comenzaron a declinar (Fromentin y Powers 2005). Al igual que en el Mediterráneo, el desarrollo del mercado del sushi en Japón provoco un incremento de la presión pesquera y una relocalización hacia las áreas de puesta en el GoM. Esto ha provocado que la biomasa de reproductores de BFT del stock oeste se haya reducido un 80% desde los niveles de la década de 1970 (Fig. 4b), ello a pesar de que se desarrollara un plan de recuperación a 20 años a principios de la década de 1980 (Magnuson, 1994).

Evaluaciones recientes indican que el stock oeste no muestra síntomas claros de recuperación (ICCAT, 2017)

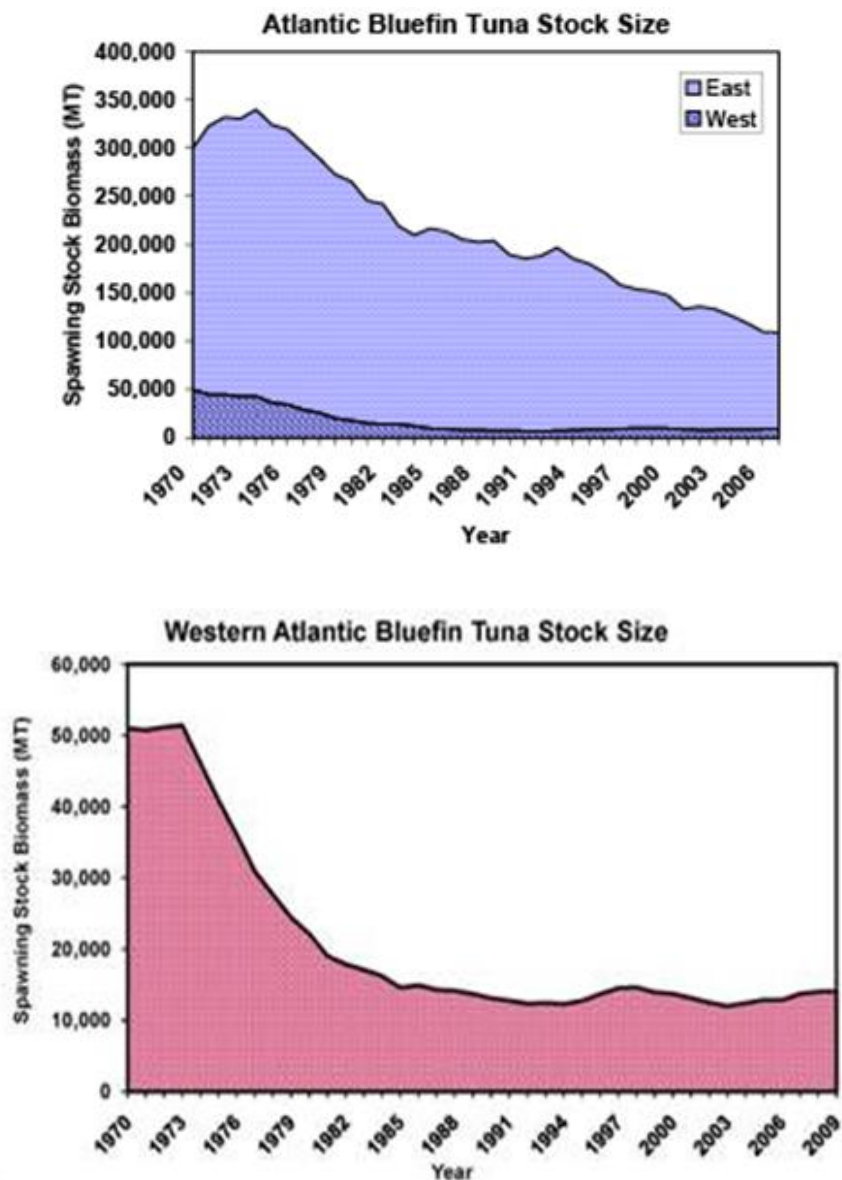


Figura 4. Evolución de la biomasa de reproductores de atún aleta azul del Atlántico, *Thunnus thynnus*, entre 1970 y 2010: a) comparativa entre el stock este y oeste, y b) tendencia para el stock oeste. Fuente: Tag-A-Giant (<http://tagagiant.org/>).

I.5. Modelos de Distribución de Especies

El estudio de la distribución espacial de especies ha sido uno de los focos principales de la ecología a lo largo del último siglo, cobrando mayor relevancia

si cabe en los últimos tiempos, ante la necesidad de comprender los mecanismos responsables de estos patrones para hacer frente a los nuevos retos que enfrentan gran parte de los ecosistemas a nivel mundial, sometidos a amenazas como la destrucción de hábitat, la contaminación, las especies invasivas y el cambio climático (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005). En las últimas décadas se ha extendido el uso de nuevas técnicas que permiten estudiar la distribución de organismos en el espacio, englobándose genéricamente bajo la etiqueta de Modelos de Distribución de Especies (MDE). El modelado de la relación entre las especies y sus hábitat responde tanto a la demanda de información aplicable a la gestión y conservación de recursos vivos, como al fundamento básico de la ecología en estudiar la distribución y abundancia de los organismos (Seoane y Bustamante, 2001). Estos modelos parten de datos disponibles de ocurrencia o abundancia de un organismo en un determinado lugar y mediante diferentes procedimientos matemáticos o estadísticos permiten inferir las zonas potencialmente idóneas para su presencia en función de diferentes características ambientales (Mateo *et al.*, 2012). En los últimos años, la predicción de la distribución de especies se ha convertido en una importante herramienta para abordar diferentes problemas en ecología, biogeografía, evolución, y más recientemente en biología de la conservación e investigación sobre cambio climático (Guisan y Thuiller, 2005).

Los MDE son una disciplina que se encuentra en estos momentos en un rápido y continuo desarrollo, y dar una definición exacta implica una alta complejidad, al no existir de momento un consenso dentro la comunidad de usuarios y desarrolladores. La mayoría de las definiciones hacen referencia a un tipo específico de modelos, los de uso más común, que son los modelos correlativos (Elith *et al.*, 2006). Son modelos empíricos que relacionan observaciones de campo con variables ambientales predictivas, basados en superficies de respuesta estadísticas o teóricas (Guisan y Zimmermann, 2000). Los datos de las especies (variables respuesta) pueden ser observaciones de presencia, presencia-ausencia, o abundancia. Los datos ambientales (variables predictivas o covariables) pueden ejercer efectos directos o indirectos sobre la distribución de las especies, y deben ser elegidos para reflejar los tres tipos principales de influencia sobre las especies (Guisan y Zimmermann, 2000; Guisan y Thuiller,

2005): a) factores limitantes, aquellos que controlan la eco fisiología de las especies, b) factores perturbantes, todo tipo de perturbación que afecte los sistemas ambientales y c) recursos, definidos como todos los compuestos que pueden ser asimilados por los organismos. La estructura fundamental de un MDE correlativo viene definida por

$$Y = X\beta + \varepsilon \quad (1)$$

, donde Y es un vector de valores de una muestra de la variable respuesta en determinadas localizaciones, X es una matriz con los valores de las diferentes covariables, y β es un vector de parámetros que cuantifican los efectos de las covariables X en la variable respuesta Y . Por su parte ε corresponde al vector de errores, cada uno de los cuales se espera que presente una distribución normal, con media cero y varianza constante. En base a esta estructura, se pueden desarrollar modelos más apropiados para describir el proceso a estudio. La evolución del modelo va a estar determinada por la naturaleza de la variable respuesta, su relación con las covariables y la estructura de los residuales del modelo (Paradinas-Aranjuelo, 2016).

El uso tradicional de los MDE ha estado fuertemente sesgado hacia el análisis de los condicionantes ambientales que determinan la distribución de las especies, así como la caracterización de sus hábitats preferenciales; este enfoque ecológico tiene como principales propósitos estudios de ecología cuantitativa y biología evolutiva (Elith y Leathwick, 2009). Con el desarrollo de nuevos algoritmos, la disponibilidad de nuevas fuentes de datos ambientales, y la demanda de productos en forma de mapas para manejo y conservación de recursos, se ha incrementado el número de trabajos dirigidos a la predicción de la distribución (Hamazaki, 2002). Los modelos predictivos se utilizan principalmente bajo dos enfoques: 1) predicciones hechas sobre nuevos sitios dentro del rango de ambientes muestreado por los datos de entrenamiento (datos, tanto de distribución como predictores, usados para ajustar el modelo) y dentro del mismo marco temporal en el que se realizó el muestreo, denominadas interpolaciones basadas en modelos a áreas no muestreadas, y 2) el uso de modelos para realizar predicciones en dominios geográficos nuevos y no muestreados, o en momentos futuros o pasados. En este último caso, estos

nuevos tiempos y lugares deben ser evaluados cuidadosamente, particularmente para la elección de combinaciones de variables predictivas o estimar valores de estas fuera de los rangos de los datos de entrenamiento (Elith y Leathwick, 2009). Para una lectura en profundidad sobre los MDE se pueden consultar varias revisiones publicadas, entre ellas: Soberon y Peterson (2005), Guisan y Thuiller (2005), Araújo y Guisan (2006), Elith y Leathwick (2009), o Zimmermann *et al.* (2010).

I.5.1. Modelos de distribución de especies en el medio marino

Desarrollados en origen para ambientes terrestres, su uso en el medio marino es reciente y limitado (Robinson *et al.*, 2011), lo que no se contrapone con un creciente interés en su aplicación como herramientas fundamentales para afrontar diversas problemáticas asociadas a medios marinos, desde la sobrepesca, hasta grandes perturbaciones en los ecosistemas como consecuencia del cambio climático (Valavanis *et al.*, 2008). La evolución de las estrategias de manejo y planificación del uso de ambientes marinos hacia enfoques ecosistémicos, con una fuerte componente espacial, demandan información sobre la distribución de las especies marinas y sus hábitats preferenciales, así como una mejor comprensión de los determinantes bióticos y abióticos que condicionan esas distribuciones (Comisión Europea, 2008; Young y Carr, 2015). Debido a las particularidades de los ambientes marinos, más complicados de acceder y monitorear comparados con los ambientes terrestres, la obtención de esta información ha conllevado una especial dificultad (Robinson *et al.*, 2011). Sin embargo, la creciente disponibilidad de datos ambientales derivados de mediciones satelitales con una buena cobertura espacial y temporal (Chasot, 2011), el desarrollo de nuevas técnicas para caracterizar la distribución de las especies, principalmente pelágicas, independientes de la actividad pesquera (ej. marcas satelitales) (Block *et al.*, 2005, Teo y Block, 2010) han provocado que la distribución de especies marinas sea un componente cada vez más común en los proyectos de investigación y de manejo aplicado en ambientes marinos.

Actualmente, pese a las limitaciones y precauciones que deben tenerse presentes en el uso de los MDE en el medio marino (ver Robinson *et al.*, 2017),

constituyen una potente herramienta en el diseño de estrategias de conservación, la evaluación de los impactos del cambio climático, la propagación de especies invasoras, o la comprensión de las relaciones entre los organismos marinos y su entorno físico-químico (Cheung *et al.*, 2016, Robinson *et al.*, 2017). Como se ha señalado anteriormente, los MDE pueden ser usados para identificar hábitats potencialmente no descubiertos, como por ejemplo caladeros de pesca potenciales, pero también para observar métricas de distribución de una o varias especies tales como el tiempo de residencia, indicadores de patrones migratorios, o el esfuerzo de búsqueda de alimento, datos que en última instancia son fundamentales para soportar un enfoque de manejo dinámico (Hooker *et al.*, 2011, Maxwell *et al.*, 2015). Además, su uso en modo predictivo, condicionado a la disponibilidad de datos ambientales, permite realizar estimaciones de hábitats potenciales a escalas más finas que las tradicionales. Estos enfoques de manejo dinámicos, en lo que los MDE juegan un papel fundamental, ofrecen una oportunidad para reducir las acciones de gestión (por ejemplo, cierres de áreas) y la necesidad de aplicación de la ley, al tiempo que maximizan la eficacia de la gestión (Lewison *et al.*, 2015; Maxwell *et al.*, 2015). Pese a todo, el uso de MDE es todavía infrecuente en el manejo de ambientes marinos (Marshall *et al.*, 2014).

I.6. Manejo Dinámico del Océano

El manejo de pesquerías tradicional, enfocado en la evaluación del estado de stocks monoespecíficos, ha ido evolucionado en las últimas décadas hacia un manejo basado en ecosistemas. Bajo este enfoque, se reconoce la necesidad de conservar la complejidad, estructura y función de los ecosistemas marinos, así como asegurar la sustentabilidad de las pesquerías y las comunidades humanas que mantienen (García *et al.*, 2003; Cury *et al.*, 2008). La consecución de estas metas, muchas veces confrontadas entre sí, constituye una tarea altamente complicada, más aún en determinados ecosistemas marinos dada su complejidad y su naturaleza dinámica. Como respuesta a esta problemática se ha venido desarrollando recientemente el concepto de Manejo Dinámico del Océano (ODM por sus siglas en inglés), definido por Maxwell *et al.* (2015) como “un manejo que cambia rápidamente en el espacio y el tiempo en respuesta a la naturaleza cambiante del océano y sus usuarios, basado en la integración de

nuevos datos biológicos, oceanográficos, sociales y/o económicos en tiempo real”.

Su bien el objetivo último del ODM es un manejo integral a nivel de ecosistema, por el momento gran parte de sus aplicaciones se han orientado es ofrecer respuestas, de manera parcial, a los numerosos retos que enfrentan las pesquerías actuales, entre ellos la captura incidental de especies en situación de alta vulnerabilidad (Hazen *et al.*, 2018). A pesar de que los enfoques tradicionales basados en un manejo espacial estático siguen constituyendo una buena herramienta para el manejo de las principales especies de grandes depredadores explotados en pesquerías marinas, en regiones muy dinámicas y sobre especies con una alta movilidad, este tipo de manejo puede no resultar del todo adecuado más aún cuando confluyen objetivos de uso contrapuestos, como conservación o explotación, al requerirse grandes extensiones para cubrir el hábitat crítico de las especies involucradas durante un periodo de tiempo más o menos amplio (Hobday *et al.*, 2014; Maxwell *et al.*, 2015). Estudios recientes han demostrado mejoras en la eficiencia del manejo de la captura incidental bajo un enfoque dinámico frente a enfoques estáticos, eficiencia que se verá incrementada con el desarrollo de nuevas tecnologías que permitan obtener información de manera rápida y precisa información sobre diferentes parámetros, como la distribución de especies marinas, actividades humanas, o variables oceanográficas, así como su procesamiento, interpretación y difusión a los usuarios finales (Hobday *et al.*, 2014; Lewison *et al.*, 2015; Dunn *et al.*, 2016; Hazen *et al.*, 2018).

II. ANTECEDENTES

La gran mayoría de los esfuerzos de investigación en torno a los atunes aleta amarilla y aleta azul y su dinámica pesquera en México se han centrado en la pesquería de cerco del Pacífico debido a los volúmenes de captura involucrados y su impacto en la economía nacional (INAPESCA, 2006). Aunque la pesquería de palangre en el Golfo de México es relativamente menor en términos económicos, involucra algunas especies con un delicado estado de conservación, como el atún aleta azul (Collette *et al.*, 2015; ICCAT, 2017), algunos tiburones pelágicos (Baun y Myers, 2004), o tortugas marinas (Lewison y Crowder, 2007), lo que refuerza la necesidad de su análisis. En esta sección se hace una revisión sintética de los trabajos previos entorno a la temática de la presente tesis prestando especial atención a los vacíos de conocimiento.

II.1. Dinámica de la pesquería mexicana de túnidos en el Golfo de México

La información derivada de la pesca comercial, aunque sujeta a un sesgo derivado de la elección de las zonas de pesca, constituye una fuente barata de datos sobre la distribución de especies con un cobertura geográfica y temporal relevante (Mugo *et al.*, 2010). Los datos de CPUE se han sido usados ampliamente en pesquerías como índices de ocurrencia y abundancia relativa, sobre todo cuando no se dispone de otra información (Lehodey *et al.*, 1998; Mugo *et al.*, 2010). El uso de datos comerciales de captura y esfuerzo para el modelado de la distribución y abundancia relativa de una especie debe tener en cuenta una serie de limitaciones, como pueden ser sesgos debido a medidas de manejo o la modificación voluntaria de los registros, la repetición de los puntos de muestreo y la toma de muestras mediante muestreo preferencial sobre las especies objetivo entre otros (Pennino *et al.*, 2016). Así, el modelado con este tipo de datos exige es un conocimiento previo del comportamiento la pesquería, destacando las relaciones espaciales y temporales entre el esfuerzo pesquero y las capturas de las especies involucradas, en este caso la CPUE del aleta amarilla y la captura incidental por unidad de esfuerzo (BCPUE) del aleta azul.

Los trabajos que hacen referencia al comportamiento espacio-temporal de la pesquería comercial de palangre en el Golfo de México se limitan principalmente a informes científicos del INAPESCA ante la ICCAT. Cabe destacar los trabajos de Solana-Sansores y Ramírez-López (2006), Ramírez-López (2009), y Ramírez-López y Abad-Uribarren (2013), en los que se aborda la distribución espacio-temporal del esfuerzo de pesca, la captura de YFT y la captura incidental de BFT. Si bien el primer trabajo ofrece datos de distribución espacial agrupados por trimestres, el análisis se limita al año 2004, mientras que Ramírez-López (2009) abarca un periodo mayor, pero considerando únicamente la dinámica temporal a una escala anual. Se puede destacar de ambos trabajos el comportamiento estacional en la distribución espacial del esfuerzo de pesca y de la CPUE de aleta amarilla, con una marcada agregación de ambas variables en el periodo estival frente a las costas de Veracruz, y dinámica anual de la CPUE de aleta amarilla, que mostró una tendencia creciente desde la segunda mitad de los años 90 hasta el 2003, año a partir del cual donde se inicia un periodo de decrecimiento. Ramírez-López y Abad-Uribarren (2013) por su parte realizaron el primer análisis descriptivo sobre la distribución de la captura incidental de aleta azul en el GoM durante 1994 y 2011. Los principales resultados de este trabajo reflejaron una importante variabilidad interanual en las capturas, con máximos históricos en el año 2000, así como una distribución espacial amplia que abarco gran parte de la zona de actividad de la flota. Se echa en falta un análisis de la dinámica espacio-temporal anual y estacional, así como la inclusión de datos de esfuerzo de pesca. Abad-Uribarren *et al.* (2014), utilizando los mismos datos de captura de aleta azul, si analizaron el comportamiento estacional de las capturas, incluyendo su relación con la dinámica oceanográfica de la zona, pero sin incorporar la componente espacial de las mismas. Observaron una marcada estacionalidad en la distribución de la especie en aguas mexicanas del GoM, con máximos en febrero y marzo, condicionada en gran medida por la dinámica térmica y productiva de la cuenca.

II.2. Hábitats oceanográficos preferenciales

El conocimiento del hábitat oceanográfico de una especie es uno de los elementos fundamentales para el desarrollo e implementación de estrategias de manejo pesquero basadas en un Enfoque Ecosistémico (Cury *et al.*, 2008). Sin

embargo, en el GoM, los estudios previos al respecto son reducidos y en gran medida sesgados a aguas de EUA. Si bien a nivel mundial existen numerosos trabajos en los que se ha caracterizado el hábitat oceanográfico de ambas especies de atunes, el conocimiento actual continúa fragmentado y sigue siendo muy heterogéneo, al tratarse mayoritariamente de estudios regionales o locales en los que se han utilizado una amplia variedad de enfoques metodológicos, lo que dificulta la integración y la extrapolación de resultados a otras zonas (Arrizabalaga *et al.*, 2015). Debido a la delicada situación por la atraviesa el stock oeste de aleta azul, y dada la importancia del GoM como área principal de puesta de dicho stock, en los últimos años se ha incrementado el esfuerzo de investigación enfocado en caracterizar su distribución en esta zona y comprender los mecanismos ambientales que la condicionan.

Block *et al.* (2005) analizaron datos de captura incidental de la flota comercial estadounidense entre 1992 y 2005, datos de captura de cruceros científicos y datos de posición de marcas satelitales para describir la distribución del aleta azul en el GoM. Observaron una marcada estacionalidad en su ocurrencia, entre diciembre y junio, con una distribución espacial heterogénea y dispersa que abarcaba prácticamente toda el área oceánica de la cuenca. La mayoría de los registros se situaron sobre el talud continental norte, entre las isobatas de 200 y 3000 m, aproximadamente entre los 25-28° N y 85-95° O.

Con datos de posición de marcas satelitales y datos ambientales derivados de satélite, Teo *et al.* (2007b) estimaron las preferencias oceanográficas y el uso de hábitat del aleta azul en el GoM durante su fase reproductiva (Teo *et al.*, 2007a). La parte oeste del Golfo de México y la zona frontal de la Corriente de Lazo constituyeron el área de distribución principal. El aleta azul mostró preferencia durante este periodo por aguas moderadamente cálidas, entre los 24° y los 27°C, asociadas al talud continental exterior, perfiles de 2800-3400 m, poco productivas, con concentraciones de clorofila *a* entre 0.10-0.16 mg m⁻³ y poco dinámicas, con valores de energía cinética moderados.

Utilizando el mismo set de datos empleado por Block *et al.* (2005), Teo y Block (2010) analizaron y relacionaron la distribución espacio-temporal de la captura incidental por unidad de esfuerzo (BCPUE) del BFT y la CPUE de la especie

objetivo de la pesquería, el YFT, con diferentes variables ambientales, derivadas de mediciones satelitales, utilizando modelos estadísticos. Observaron una alta variabilidad espacio-temporal de la BCPUE de aleta azul en comparación con la CPUE de aleta amarilla. La BCPUE de aleta azul presento los máximos valores asociados a la temporada de puesta reconocida (marzo-junio), alcanzando máximos en abril y mayo. En contraste, el comportamiento de la CPUE de aleta amarilla fue mucha más estable, con valores relativamente altos durante todo el año. En base a sus resultados, el atún aleta azul mostró una preferencia significativa por áreas con anomalías negativas del nivel del mar (SLA por sus siglas en inglés) y temperaturas superficiales relativamente frías, características de giros ciclónicos. Por su parte, la distribución de la CPUE de aleta amarilla fue menos sensible a la variabilidad ambiental. Este trabajo constituye la principal referencia para este trabajo de tesis, y la conjunción de ambos constituye el primer acercamiento integral a la dinámica de distribución de ambas especies en el GoM.

Pese a la importancia económica de la pesquería de aleta amarilla en el GoM, el análisis de la influencia ambiental en su distribución no ha sido objeto de estudio fuera del trabajo de Teo y Block (2010) y parcialmente a través de los análisis realizados por Weng *et al.* (2009) y Hoolihan *et al.* (2014). Estos, utilizando marcas de archivo pop-up, caracterizaron los movimientos, el uso de hábitat y el comportamiento de la especie en aguas del GoM. Ambos estudios mostraron una fuerte asociación con la termoclina ya la capa de mezcla, cambios en la distribución vertical a lo largo del día, con un comportamiento epipelágico por la noche y realizando buceos profundos por el día, estando su distribución vertical fuertemente limitada por la temperatura. Sin embargo, estos estudios adolecen a efectos de esta tesis, de un análisis más profundo de la distribución horizontal y sobre todo de su forzamiento ambiental.

Como se ha mencionado, extrapolar resultados de estudios realizados en otras zonas y bajo otras metodologías requiere mucha precaución, por lo que no se han contemplado en esta sección. Sin embargo, es interesante reseñar el trabajo realizado por Arrizabalaga *et al.* (2015), los cuales analizaron datos de CPUE de seis especies de atún, entre ellas aleta azul del Atlántico y el aleta amarilla, de pesquerías de palangre en los Océanos Pacífico, Atlántico e Índico

entre 1958 y 2007, con el objetivo de obtener una perspectiva global y comparativa de las preferencias de hábitat. Los resultados confirmaron que los atunes tropicales (aleta amarilla) prefieren aguas cálidas, anóxicas y estratificadas a diferencia de los atunes de aguas templadas. Estas, principalmente el atún aleta azul del Atlántico y el aleta azul del sur (*Thunnus maccoyii*), mostraron preferencia por aguas con concentraciones de clorofila más altas, y en general una tolerancia mucho más amplia a las condiciones ambientales. Destaca también la preferencia por áreas con anomalías negativas del nivel del mar de aleta amarilla y del azul del Atlántico, probablemente asociadas con giros de mesoescala.

II.3. Herramientas de manejo espacial dinámico

A lo largo de la última década hemos asistido al desarrollo de diferentes herramientas o sistemas de apoyo a la toma de decisiones capaces de ofrecer información con una sólida base científica a los diferentes actores involucrados en el manejo de grandes pelágicos desde la óptica del manejo espacial dinámico. Aunque presentan características comunes, sus singularidades responden a la problemática específica a resolver. A continuación, se describen brevemente algunos ejemplos relevantes, aunque cabe destacar que al ser una disciplina que está experimentando un rápido crecimiento existen numerosos proyectos en desarrollo.

La pesquería australiana oriental de atún y marlín (Australian Eastern Tuna and Billfish Fishery en inglés) constituye el ejemplo con mayor trayectoria dentro del manejo dinámico del océano (Hobday y Hartmann, 2006). Se trata de una pesquería multiespecífica, muy dinámica, y con una regulación por cuotas, cuya mayor problemática es la captura incidental de atún aleta azul del sur (SBT por sus siglas en inglés), el cual presenta cuotas limitadas. Desde 2003 se utiliza el hábitat potencial de distribución del SBT para regular dinámicamente el acceso de los pescadores a las zonas de pesca de la costa oriental australiana. Estas predicciones, basadas en modelos de hábitat preferencial, proporcionar asesoramiento en tiempo casi-real a los tomadores de decisiones sobre el hábitat potencial del SBT (Hobday *et al.*, 2010), información que es utilizada para actualizar con frecuencia las restricciones espaciales a las zonas de pesca.

Estas restricciones limitan las interacciones no deseadas de los pescadores que no tienen cuota de SBT y permiten el acceso a aquellos que sí tienen cuota de SBT para operar eficientemente (Hobday *et al.*, 2010; Hobday *et al.*, 2017). Este sistema operacional se encuentra en continua evolución con la inclusión de nuevas variables ambientales al modelo base, habiendo pasado de un modelo basado en el hábitat térmico superficial a incluir datos de temperatura en profundidad derivados de modelos oceanográficos, y actualmente cuenta con un elemento de pronóstico estacional que permite a los diferentes actores planificar a futuro los cambios en la distribución de los hábitats preferenciales (Hobday *et al.*, 2011). Si bien este sistema de manejo dinámico ha reducido la necesidad de cerrar grandes áreas a la actividad cumpliendo con el objetivo primordial de ordenación, a criterio de los propios desarrolladores, requiere estrategias de pesca más flexibles, incluyendo la planificación de los movimientos de los buques, la selección del puerto base y la compra de cuotas (Hobday *et al.*, 2017).

Otra herramienta de asistencia al manejo dinámico con cierto recorrido es TurtleWatch (Howell *et al.*, 2008) desarrollada por el departamento de pesquerías de NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). El objetivo es la reducción de la captura incidental de tortuga boba (*Caretta caretta*) en la pesquería de palangre del Pacífico Norte dirigida principalmente al pez espada (*Xiphias gladius*). El sistema se basa en el hábitat térmico preferencial de la tortuga boba en la zona, estimado a partir de datos de interacciones con la flota registrados por los observadores a bordo, así como datos de temperatura a lo largo de las rutas oceánicas utilizadas por las tortugas marinas derivados de marcas satelitales. Determinado el rango térmico preferencial de las tortugas (entre los 17.5 y 18.5 ° C) así como las temperaturas más frecuentes de interacción, el sistema es alimentado con datos satelitales diarios de SST sobre los que se definen diferentes contornos de temperatura. Los mapas resultantes proporcionan a los pescadores información sobre la ubicación del hábitat térmico preferencial de las tortugas y dónde se ha producido el mayor número de interacciones de tortugas bobas con un código de color binario. Esta información, actualizada de manera diaria, se distribuye vía web, y sirve como orientación a los pescadores para evitar áreas de especial sensibilidad y así reducir la captura incidental de tortugas (Howell *et al.*, 2008).

Recientemente Hazen *et al.* (2016) y Hazen *et al.* (2018) presentaron dos herramientas de manejo dinámico enfocadas a mitigar, la primera, la mortalidad de ballenas azules (*Balaenoptera musculus*) por impacto de buques comerciales y otras actividades antropogénicas en el Pacífico central, y la segunda, a reducir la captura incidental de especies emblemáticas como tortugas marinas, mamíferos marinos y tiburones en la pesquería californiana con redes de enmalle de deriva. WhaleWatch (Hazen *et al.*, 2016) es una herramienta automatizada que permite predecir la distribución de las ballenas azules en tiempo casi-real a partir de un modelo de hábitat basado en datos de distribución obtenidos por telemetría satelital. Para ello emplearon 104 rastros satelitales de ballena azul, marcadas con transmisores satelitales Argos entre 1994 y 2008, cubriendo las rutas entre las áreas de reproducción del Pacífico central oriental y las áreas de alimentación frente a la costa oeste de los Estados Unidos. Aplicaron modelos aditivos generalizados mixtos (GAMM por sus siglas en inglés) y árboles de regresión potenciados (Boosted Regression Trees en inglés) para determinar la probabilidad de ocurrencia en base a covariables ambientales recolectados vía satélite, incluyendo la temperatura superficial del mar (SST por sus siglas en inglés), concentración de clorofila *a* (CHL), anomalías de la altura del mar (SSHa), energía cinética de giro (EKE), datos de viento, y características del fondo. El modelo de hábitat mostro una buena capacidad de predicción de los puntos calientes (hotspots) conocidos para la ballena azul en la zona y una concordancia estacional con los datos históricos de avistamientos. Así mismo mostraron una alta variabilidad interanual en la ocurrencia, enfatizando el beneficio de los modelos dinámicos en comparación con otras métricas. Una vez validados los modelos, estos se alimentan con datos satelitales actuales para obtener mapas de distribución de la ballena en tiempo casi-real, los cuales permiten un análisis preciso de la superposición espacio-temporal durante todo el año de las ballenas con actividades humanas potencialmente dañinas, información accesible para los tomadores de decisiones que permite desarrollar estrategias de manejo a una escala fina (espacial y temporal). Estas estrategias gozan potencialmente de una mayor aceptación económica y social, reduciendo los conflictos de intereses entre actores.

Hazen *et al.* (2018) amplían este enfoque a un mayor número de especies con el objetivo de reducir la captura incidental de especies relevantes dentro de una pesquería de baja selectividad como es la pesquería norteamericana con redes de enmalle de deriva en el Pacífico Norte, actualmente regulada con un cierre estático no exento de controversia. Al igual que en otros sistemas de predicción, primero generaron diferentes modelos de distribución tanto para la especie objetivo, el pez espada (*Xiphias gladius*), como para tres especies que interactúan con la pesquería, algunas de ellas protegidas como la tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*) y el león marino de California (*Zalophus californianus*), a partir de datos de diferente naturaleza, tanto marcas satelitales como registros de observadores pesqueros. Esto pone de relevancia la necesidad de integrar toda la información disponible. Los diferentes modelos son alimentados por datos ambientales en tiempo casi-real y las probabilidades de ocurrencia de las diferentes especies son integradas en una única superficie predictiva, ponderando la contribución de cada especie en base a criterios de manejo. Los resultados obtenidos hasta el momento indican que los cierres dinámicos pueden ser entre 2 y 10 veces más pequeños en extensión que los actuales cierres estáticos, manteniendo un nivel de protección adecuada de las especies no objetivo en peligro de extinción, lo que corrobora la eficiencia de este tipo de herramientas y su enorme proyección de futuro.

III. AREA DE ESTUDIO

El área de estudio comprende la Zona Económica Exclusiva mexicana (ZEEM) y aguas internacionales entre México, USA y Cuba del Golfo de México (Fig. 5), área donde realiza su actividad la flota comercial atunera mexicana (Ramírez-López, 2009).

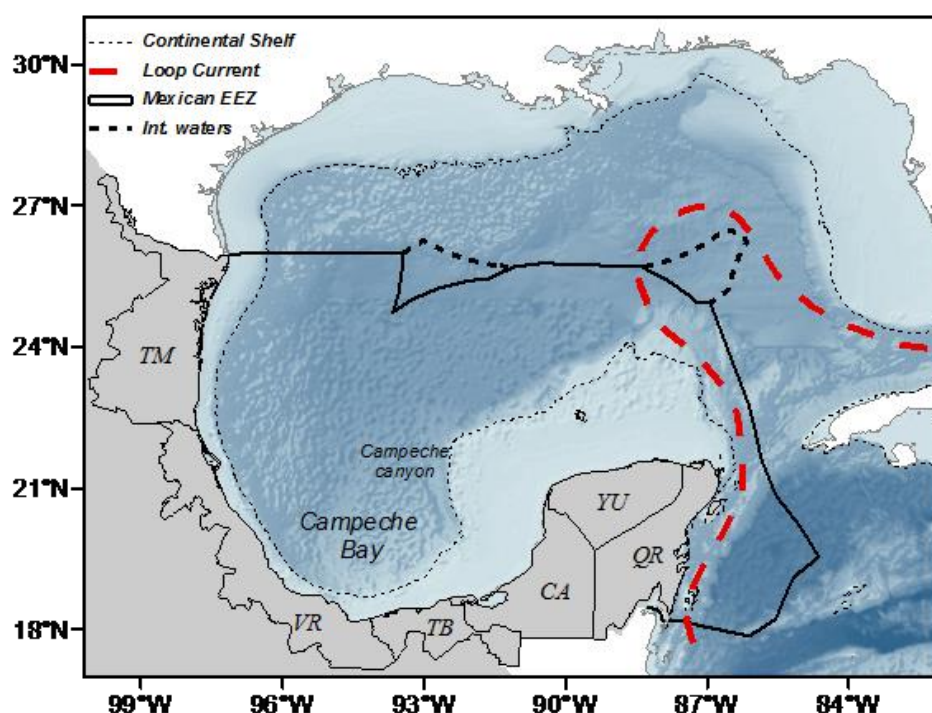


Figura 5. Zona de estudio. Área de operación de la flota atunera mexicana de palangre, comprende principalmente la Zona Económica Exclusiva Mexicana (ZEEM) y aguas internacionales entre México, USA y Cuba (línea punteada) del Golfo de México. Los acrónimos responden a los estados costeros: Tamaulipas (TM), Veracruz (VR), Tabasco (TA), Campeche (CA), Yucatán (YU) y Quintana Roo (QR).

El Golfo de México es una región marítima del Océano Atlántico situada entre México, Estados Unidos y Cuba. En México comprende los litorales de los estados de Tamaulipas, Veracruz, Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo (Fig. 5). Cuenta con 1.6 millones de km² de superficie (Secretaría de Marina,

2002) de los cuales el 55% ($0.9 \times 10^6 \text{ km}^2$) corresponden a la ZEE mexicana (Vidal-Lorandi *et al.*, 1999). Se trata de un sistema semicerrado con una entrada de agua oceánica por el mar Caribe, a través del Canal de Yucatán y con una salida al Océano Atlántico a través del Estrecho de la Florida, que en su región central alcanza una profundidad máxima entorno a los 3500 m (Oey *et al.*, 2004). Entre sus características morfológicas más sobresalientes destaca una plataforma continental muy extendida al norte de la Península de Yucatán, al oeste de la Península de Florida y al sur de los estados de Texas y Luisiana, y muy angosta en la porción occidental de la cuenca, frente a las costas de Tamaulipas y Veracruz (Aguirre, 2002) (Fig. 5).

III.1. Climatología

Debido a su ubicación latitudinal el Golfo de México abarca diferentes regiones climáticas, desde tropical y subtropical hasta templado, con climas distintos a lo largo del año catalogados como épocas de “secas” (primavera), “lluvias” (verano, otoño) y “nortes” (invierno) (De Lanza-Espino y Gómez-Rojas, 2004). Está influenciado principalmente por dos tipos de eventos meteorológicos, los frentes atmosféricos o “nortes” y las tormentas tropicales y huracanes. En los meses de octubre a abril ocurren los frentes, que consisten en el intercambio de masas de aire frío y seco que viene del continente con las masas de aire marino tropical propias del Golfo. Durante el verano se presentan tormentas tropicales que se forman principalmente fuera del Golfo de México, las cuales eventualmente se trasladan hacia la costa de Texas o Florida (Monreal-Gómez *et al.*, 2004b). Estas características meteorológicas sobre el golfo influyen no solo la zona costera, debido a la descarga de agua dulce, sino también en la porción oceánica modifican la posición de la termoclina haciéndola más profunda e influyen en la circulación general (Monreal-Gómez *et al.*, 2004a).

III.2. Oceanografía

Entre sus principales características de mesoescala destacan la corriente de Lazo, los giros ciclónicos y anticiclónicos, la corriente de frontera oeste, la surgencia topográfica de Yucatán y los frentes que se producen con el encuentro de aguas de diferentes características (Monreal-Gómez *et al.*, 2004a; Monreal-Gómez *et al.*, 2004b). La Corriente de Lazo es la característica dominante de la

circulación en la parte este del Golfo de México. Es un flujo de agua cálida y de alta salinidad procedente del mar Caribe que entra en el golfo a través del Canal de Yucatán, circula anticiclónicamente generando una corriente en forma de lazo y abandona la cuenca por el Estrecho de Florida (Fig. 5), donde se une a la corriente de Florida. Su trayectoria e intensidad presentan una gran variabilidad estacional y anual (Aguirre, 2002; Monreal-Gómez *et al.*, 2004a, 2004b; Zavala-Hidalgo *et al.*, 2003).

Una de las características oceanográficas clave en la zona oeste del Golfo son los giros ciclónicos y anticiclónicos de mesoescala asociados a la dinámica de la Corriente de Lazo (Monreal-Gómez *et al.*, 2004b) (Fig. 6). Los grandes giros anticiclónicos (diámetro promedio de 300 km) se desprenden de la Corriente de Lazo a intervalos de entre 3 y 17 meses (Sturges y Leben, 2000) y se desplazan de este a oeste durante de varios meses hasta que colisionan con el talud continental y se desintegran dando origen a la formación de giros secundarios tanto ciclónicos como anticiclónicos (Lewis *et al.*, 1989). Estos giros anticiclónicos secuestran agua cálida de alta salinidad y son considerados productivamente pobres, sin embargo, su confluencia con giros ciclónicos genera frentes geostróficos que pueden inducir productividad (Biggs, 1992; Monreal-Gómez *et al.*, 2004a). Los giros ciclónicos están asociados con un aumento de la producción primaria y secundaria (Biggs y Müller-Karger, 1994; Monreal-Gómez *et al.*, 2004a). Sobre la plataforma continental de Florida, de Texas-Luisiana, y en la bahía de Campeche se observan giros ciclónicos semipermanentes de un diámetro aproximado de 150 km (Zabala-Hidalgo *et al.*, 2003; Monreal-Gómez *et al.*, 2004a).

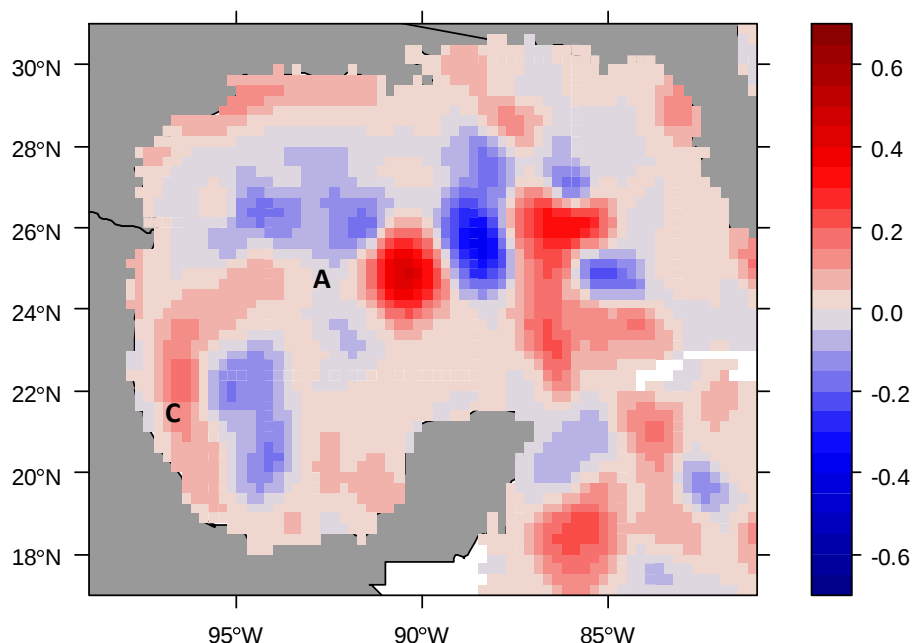


Figura 6. Mapa de anomalías del nivel del mar (SLA por sus siglas en inglés) correspondiente a la semana del 11 al 17 de marzo de 2012. Se pueden identificar diferentes estructuras de mesoescala, como giros anticiclónicos (anomalías positivas) y ciclónicos (anomalías negativas). (A) representa un giro anticiclónico despendido de la corriente de Lazo, (C) el giro ciclónico semiestacionario de la Bahía de Campeche.

La temperatura superficial del mar (SST por sus siglas en inglés) en el Golfo de México presenta una alta variabilidad temporal y espacial (Fig. 7). Esta variabilidad es debida tanto a la dinámica oceánica asociada a la Corriente de Lazo y afloramientos costeros, como a flujos de calor océano- atmósfera (Virmani y Weisberg, 2003; Zabala-Hidalgo *et al.*, 2003). La variación de la TSM es sincrónica a través de la cuenca, los valores máximos promedio ocurren de julio a septiembre (entorno a los 29-30°C), mientras que las condiciones más frías se observan en los meses de febrero a marzo (entorno a los 19-20°C) (Müller-Karger *et al.*, 1991; Zavala-Hidalgo *et al.*, 2003; Manzano-Saravia y Salinas-Zabala, 2008) (Fig. 7). En la región oeste la amplitud de la variación de TSM es aproximadamente el doble que en la región este, debido al alejamiento de la

influencia de la Corriente del Lazo, sus temperaturas mínima y máxima se mantienen durante largos periodos en comparación a las del este, que tienen una duración menor por la continua intrusión de aguas cálidas del Caribe que entran al golfo vía la Corriente del Lazo (Müller-Karger *et al.*, 1991). Las regiones costeras del Golfo son generalmente más frías que la región central de la cuenca a lo largo de todo el año, exceptuando los meses de verano, donde la intrusión de la Corriente de Lazo ofrece un aporte relativamente uniforme de agua cálida (Virmani y Weisberg, 2003).

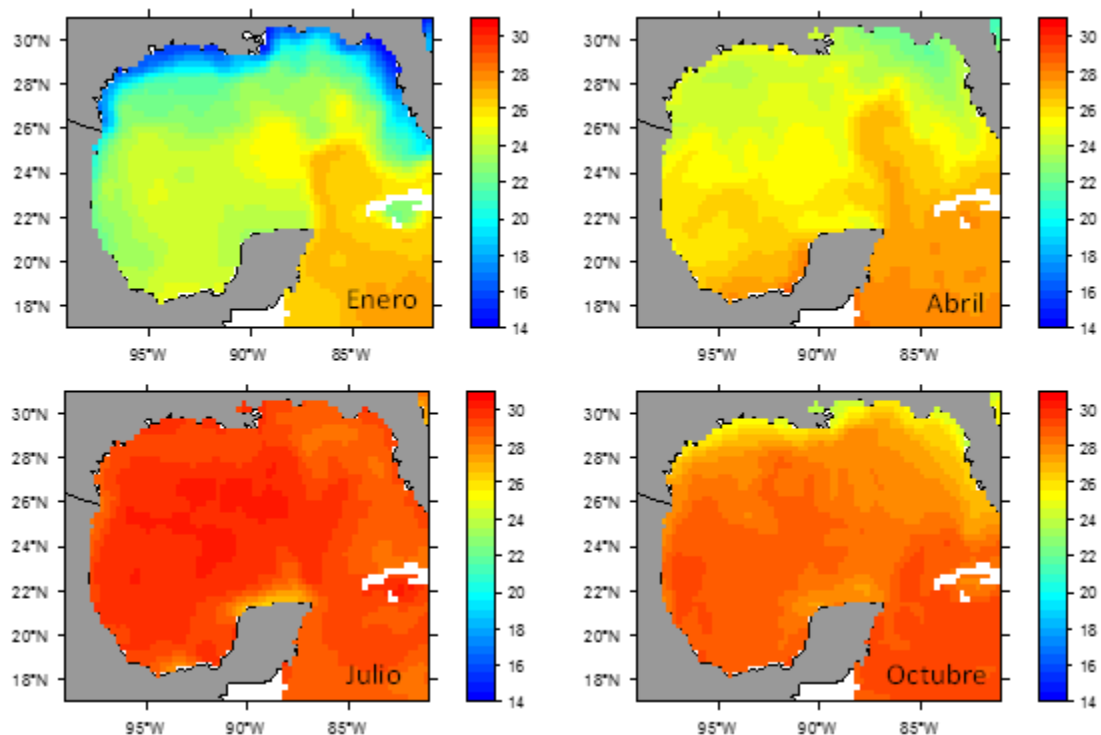


Figura 7. Variabilidad mensual de la temperatura superficial del mar (SST por sus siglas en inglés) en el Golfo de México. Los colores indican la temperatura en grados centígrados.

En general el Golfo de México es considerado como un mar poco productivo, sin embargo, muestra una marcada variación espacial y estacional en la concentración de pigmentos fitoplanctónicos (Melo-González *et al.*, 2000). La concentración promedio de clorofila *a* para la zona oceánica es de 0.2 mg m^{-3} ,

incrementándose en la zona costera ($> 0.5 \text{ mg m}^{-3}$) y alcanzando valores altos (5 mg m^{-3}) en algunas áreas influenciadas por los aportes de ríos, lagunas costeras y giros ciclónicos (Müller-Karger *et al.*, 1991). En aguas oceánicas la variación estacional de la concentración de pigmentos es sincrónica a través del Golfo, con los valores más altos ($>0.18 \text{ mg m}^{-3}$) entre diciembre y febrero y los valores más bajos ($\sim 0.06 \text{ mg m}^{-3}$) de mayo hasta julio. (Müller-Karger *et al.*, 1991).

IV. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El grave deterioro que sufren las poblaciones de BFT del Atlántico hace necesario el desarrollo e implementación urgente de estrategias de conservación destinadas a la recuperación de los stocks. El stock del oeste, cuya área de puesta es el Golfo de México, ha experimentado una reducción del 80% desde 1970. Uno de los factores potenciales que contribuyen a la reducción del stock oeste es la captura incidental de reproductores de BFT dentro de la actividad de pesca de la flota palangrera que tiene como especie objetivo el YFT.

Una estrategia de manejo espacial dinámico del esfuerzo pesquero en el Golfo de México podría reducir sustancialmente la captura incidental del BFT (Hobday y Hartmann, 2006; Teo y Block, 2010). Para el desarrollo de dicha estrategia, es necesario conocer detalladamente la distribución de la especie objetivo y de la captura incidental, así como las condiciones ambientales que determinan dicha distribución (Teo y Block, 2010), esto es, la identificación y conocimiento de los hábitats preferenciales de las especies involucradas. Así mismo, para la implementación exitosa de este tipo de estrategias, se debe aportar al sector productivo alternativas que minimicen las pérdidas económicas. En este caso, el conocimiento del hábitat preferencial de la especie objetivo y la consiguiente capacidad de predicción de áreas de alta probabilidad de captura podrán minimizar los gastos derivados de la redistribución del esfuerzo con un incremento en la eficiencia de captura.

V. OBJETIVOS

V.1. Objetivo general

Desarrollar un modelo de hábitat para predecir la distribución del BFT y el YFT en aguas mexicanas del Golfo de México como base de una herramienta operacional de manejo espacial dinámico para su uso por parte de gestores y otras partes interesadas en el manejo de la pesquería que permita minimizar la captura incidental del BFT sin afectar sustancialmente los rendimientos económicos de la flota.

V.2. Objetivos específicos

- Analizar el comportamiento espacio-temporal del esfuerzo de pesca de la flota mexicana de palangre en el Golfo de México y la distribución de las capturas de YFT (especie objetivo) y BFT (captura incidental), centrándose en la superposición de hábitats durante el período de ocurrencia del BFT en la zona.
- Caracterizar a través de un modelo estadístico basado en datos satelitales el hábitat preferencial del BFT en aguas mexicanas del Golfo de México.
- Caracterizar a través de un modelo estadístico el hábitat preferencial del YFT en aguas mexicanas del Golfo de México.
- Elaborar una metodología sistemática para la definición de la distribución potencial conjunta de ambas especies a partir de pronósticos de datos ambientales derivados de modelos.
- Desarrollar una herramienta operacional de predicción de hábitats potencialmente sensibles a la captura incidental de BFT en la pesquería de palangre en el Golfo de México.

VI. MATERIAL Y METODOS

Para la consecución de los objetivos planteados se propone la integración de datos pesqueros provenientes de la actividad de la flota atunera mexicana del Golfo de México y datos ambientales derivados de percepción remota satelital. La secuencia simplificada de la aproximación metodológica propuesta para este trabajo se sintetiza en el diagrama expuesto en la figura 8.

VI.1. Datos

VI.1.1. Datos pesqueros

Datos de captura y esfuerzo relativos a la actividad de la flota atunera mexicana del Golfo de México. Estos datos provienen de la información recopilada por los observadores a bordo del Programa Nacional para el Aprovechamiento del Atún y Protección del Delfín (PNAAPD) (<http://www.fidemar.org/pnaapd.html>) y fueron facilitados por la Dirección General de Investigación Pesquera en el Atlántico (DGIPA) del Instituto Nacional de Pesca (INAPESCA) a través del Programa Atún-Golfo de México. Una característica distintiva de estos datos es la cobertura del 100% de los lances de pesca (Solana-Sansores *et al.*, 2002), lo que permite tener una visión completa de la actividad pesquera desarrollada en aguas mexicanas. En contraste, el Programa de Observadores Pelágicos de EE.UU. cubre alrededor del 10% de los lances reportados durante la temporada de pesca regular (Garrison y Stokes, 2012), aunque en la última década durante años puntuales se ha expandido al 100% dentro del GoM durante la temporada de desove estimada del aleta azul (Beerkircher *et al.*, 2009). La base de datos, que abarca desde 1994 hasta 2012, incluye la posición del lance de pesca (latitud y longitud), fecha (semana del año, mes y año), número de anzuelos desplegados, y número de YFT y BFT capturados. Los datos de posición dispersos fueron remuestreados y promediados en una cuadrícula regular de 0. 25° x 0. 25° para que coincidieran espacialmente con los datos ambientales.

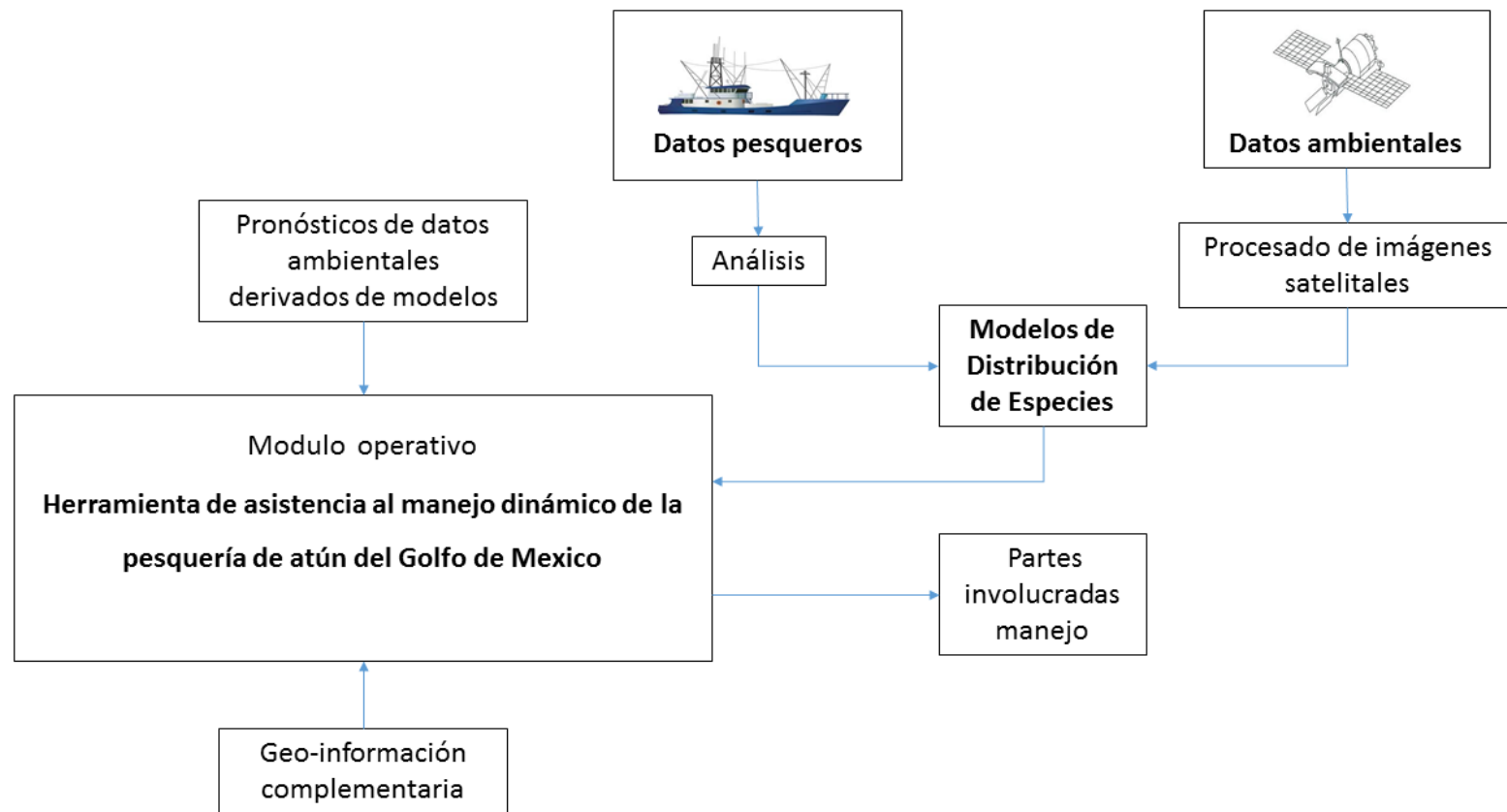


Figura 8. Esquema simplificado de la metodología propuesta.

Tabla 1. Información de los datos derivados de la actividad pesquera

Fuente	Observadores a bordo FIDEMAR-INAPESCA
Variables	Fecha: año (YEAR), mes (MONTH) y semana (WEEK) Posición: latitud (LAT) y longitud (LON) Datos: número de anzuelos (HOOKS), numero de atunes aleta amarilla capturados (YFT) y numero de atunes aleta azul capturados (BFT)
Resolución espacial	Datos puntuales en grados decimales (grados y minutos)
Resolución temporal	Semanal
Periodo	1994 - 2014

VI.1.2. Datos ambientales

Para la caracterización del hábitat oceánico se emplearon datos de temperatura superficial del mar, concentración superficial de clorofila *a* y datos altimétricos derivados de percepción remota satelital (PRS), así como datos batimétricos derivados de la conjunción de mediciones in situ y de percepción remota. En la elección de las variables se sopesó la relevancia ecológica y la disponibilidad de datos, tanto para el período histórico (1994-2012), como para las predicciones. Debido a la particular estructura temporal de los datos de pesca, se utilizaron productos diarios para generar composiciones de siete días bajo la misma estructura. En la tabla 2 se puede ver un esquema con las especificaciones de los diferentes productos satelitales empleados.

VI.1.2.1. Temperatura Superficial del Mar (SST)

Los datos de SST utilizados proceden de los sensores AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer). Concretamente, el producto empleado fue el NCDC-L4LRblend-GLOB-AVHRR_OI, generado por el GHR SST (Group for High Resolution Sea Surface Temperature) del NCDC (National Climatic Data Center) de la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). Se trata de datos de SST diarios con una cobertura global en una malla de 0. 25° con un nivel de procesado 4 (L4). Este nivel de procesado incluye productos compuestos de alto nivel que requieren parámetros y aplicaciones de modelos

no necesariamente extraídos de PRS (Chassot *et al.*, 2011). En concreto, este producto utiliza una interpolación óptima (OI por sus siglas en inglés) empleando datos AVHRR Pathfinder V5 (versión 5) y observaciones in situ de barcos y boyas oceanográficas con el fin de eliminar los huecos de información producidos principalmente por presencia de nubes. Más información sobre el análisis OI puede consultarse en <http://www.ncdc.noaa.gov/oa/climate/research/sst/oi-daily.php>.

Tabla 2. Especificaciones de los diferentes productos satelitales empleados

Variable	SST	CHL	DATOS ALTIMETRICOS
Distribuidor	NOAA – NASA PODAAC	ESA-GlobColour Project	AVISO
Producto	NCDC-L4LRblend-GLOB-AVHRR_OI	Chlorophyll-a case I water (CHL ₁)	MSLA
Nivel procesado	L4 (blended). OI: AVHRR Pathfinder V5 + observaciones in situ	L3 - Promedio por modelo GSM	L3 - Promedio multi-misión (todos los satélites disponibles)
Acceso	FTP (File Transfer Protocol)		
Formato	NetCDF		
Cobertura	Global		
Resolución	Espacial: malla 0.25° x 0.25° Temporal: diaria		
Proyección	Cilíndrica lat-lon	Malla regular 0.25°	WGS 84 (elipsoide)
Datos históricos	1994 - 2012	1998 - 2012	1994 - 2012
Tiempo real	Datos disponibles con un retraso de 1 días (D+1)		Día + 0

VI.1.2.2. Concentración de clorofila a (CHL)

Los datos de concentración de CHL se obtuvieron del proyecto GLOBCOLOUR (<http://www.globcolour.info/>) de la Agencia Espacial Europea (ESA por sus siglas en inglés). El producto elegido, datos diarios globales Tipo I de 25 km de

resolución, utiliza datos combinados de los sensores MERIS (Medium Resolution Imaging Spectrometer Instrument), MODIS (Moderate Imaging Spectrometer), SeaWiFS (Sea-viewing Wide Field of view Sensor) y VIIRS (Visible Infrared Imaging Radiometer Suite) según su disponibilidad, usando un modelo de fusión GSM (Garver, Siegel, Maritorena) (Maritorena y Siegel, 2005). A pesar de que la combinación de los datos de los diferentes sensores permite una importante reducción de píxeles con cobertura nubosa, para evitar la pérdida de información en los modelos, se decidió completar los datos disponibles usando una interpolación DINEOF (Data INterpolating Empirical Orthogonal Functions (Alvera-Azcarate *et al.*, 2005; Beckers *et al.*, 2006; Alvera-Azcarate *et al.*, 2007).

VI.1.2.3. Datos altimétricos

Los datos derivados de medidas de altura del nivel del mar (SSH por sus siglas en inglés), como anomalías del nivel del mar (SLA) y corrientes geostróficas, son una buena herramienta para identificar estructuras de mesoescala como giros ciclónicos y anticiclónicos (Tew-Kai y Marsac, 2010; Chassot *et al.*, 2011). Las anomalías del nivel del mar son una forma directa de identificar estos giros; en el GoM, valores negativos de SLA indican la presencia de giros ciclónicos. Datos de anomalías del nivel del mar (SLA) y anomalías de velocidad geotrófica (GVA por sus siglas en inglés) fueron descargados de AVISO (<http://www.aviso.altimetry.fr/>). Estos datos, derivados de combinaciones de medidas de altimetrías de todos los satélites disponibles en un determinado momento (Saral, Cryosat-2, Jason-1 & 2, Topex/Poseidon, Envisat, GFO, ERS-1 & 2, y Geosat) y calculadas a partir de una climatología de 20 años, tienen una cobertura global en una malla regular de 0.25°, con una resolución temporal diaria a lo largo de todo el periodo de estudio (1994-2012).

Una variable muy empleada para caracterizar la actividad oceanografía de mesoescala es la energía cinética de turbulencia (EKE, Eddy Kinetic Energy), una medida de la variabilidad de mesoescala del flujo en una determinada área. Permite identificar regiones donde los giros de mesoescala, meandros de corrientes, frentes y filamentos son relativamente comunes (Stammer, 1998; Pascual *et al.*, 2006), y ha sido usada como una aproximación para detectar zonas de frontera entre los giros asociadas a procesos de surgencia, alta

productividad y agregación de organismos (Heywood *et al.*, 1994; Bailleul *et al.*, 2010). EKE se estimó a partir de las componentes zonal (u') y meridional (v') de las anomalías de velocidad geostrófica como

$$EKE = \frac{1}{2}(u'^2 + v'^2) \quad (2)$$

VI.1.2.4. Datos batimétricos

Se usaron datos batimétricos (BATH) del modelo ETOPO1 (<https://www.ngdc.noaa.gov>) (Amante y Eakins, 2009), con una resolución espacial en origen 1 x 1 arcminutos en una malla regular. Los datos fueron remuestreados en una cuadrícula regular de 0. 25° para que coincidieran espacialmente con los otros conjuntos de datos.

Tabla 3. Especificaciones de los datos batimétricos

Distribuidor	NOAA-NGDC	
Producto	ETOPO 1	
Acceso	Descarga directa	
Formato	NetCDF	
Cobertura	Global	
Resolución	Espacial: malla 1' x 1'	
Proyección	Malla regular 1'	WGS 84 (elipsoide)

VI.1.2.5. Pronósticos de datos ambientales

Los pronósticos de datos de diferentes variables ambientales se obtienen a través del Sistema de Monitoreo Ambiental Marino (Marine Environment Monitoring System, CMEMS) del Programa Europeo de Observación de la Tierra Copernicus (<https://www.copernicus.eu/>). Para cubrir todas las variables consideradas en los modelos de distribución se utilizaron datos de los productos Global Ocean 1/12° Physics Analysis and Forecast Updated Daily y Global Ocean Biogeochemistry Analysis and Weekly Forecast. El primero está desarrollado por la Oficina Meteorológica de Reino Unido y ofrece pronósticos de datos a 10 días en tres dimensiones (latitud, longitud y profundidad) a nivel global. Los datos tienen una resolución espacial de 0.083° y se actualizan

diariamente. El producto incluye archivos de medias diarias de temperatura, nivel del mar y corrientes entre otras variables, y datos instantáneos cada hora de SST, SSH y corrientes superficiales (Tabla 4). El segundo, desarrollado por Mercator Ocean en Toulouse, Francia, es un producto global de análisis biogeoquímico con una resolución de $1/2^\circ$. Ofrece pronósticos semanales a escala global, de, entre otras variables, concentración de clorofila a, concentración de fitoplancton o producción primaria. Los productos son distribuidos como promedios semanales en formato NetCDF. Los archivos se actualizan semanalmente el jueves al mediodía. Información técnica sobre este y otros productos del CMEMS puede ser consultada en <http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/>.

Tabla 4. Especificaciones de los pronósticos de datos ambientales físicos

Variables	Temperatura potencial del agua (SST) Altura del nivel del mar sobre el geoide (SSH) Componentes zonal (u') y meridional (v') velocidad geostrófica
Distribuidor	CMEMS-COPERNICUS
Producto	GLOBAL_ANALYSIS_FORECAST_PHYS_001_015
Nivel procesado	L4
Acceso	MOTU-CLIENT
Formato	NetCDF
Cobertura	Global
Resolución	Espacial: malla $0.083^\circ \times 0.083^\circ$ Temporal: promedios diarios, horaria instantánea
Proyección	Cilíndrica lat-lon Malla regular 0.083° WGS 84 (elipsoide)
Cobertura temporal	2016-03-02 a presente
Pronósticos	10 días

VI.2. Análisis de datos

VI.2.1. Procesado de los datos ambientales derivados de satélite

Como se ha mencionado, uno de los inconvenientes a la hora de trabajar con los datos ambientales fue la diferencia entre la temporalidad de los datos pesqueros (estructura de las semanas) y la temporalidad de los productos semanales disponibles. Para equiparar esta temporalidad se generaron compuestos semanales, promedios a partir de datos diarios con base en la estructura temporal de los datos pesqueros, para las diferentes variables ambientales. Este proceso se automatizó en el lenguaje de programación Matlab (The MathWorks, Inc., 2013).

Otra problemática, recurrente cuando se trabaja con imágenes satelitales, fue la existencia de huecos de información debidos a la presencia de nubes, lluvia o simplemente por una cobertura incompleta del pase. Tanto para la SST como los datos altimétricos se dispuso en origen de matrices de datos ya completas para la zona de estudio, sin embargo, los datos de CHL presentaron importantes huecos de información. Uno de los métodos de interpolación que están teniendo mayor difusión en la actualidad para completar grupos de datos geofísicos es la interpolación basada en funciones empíricas ortogonales, DINEOF, por sus siglas en inglés (*Data Interpolating Empirical Orthogonal Functions*) (Beckers y Rixen, 2003; Alvera-Azcárate *et al.*, 2005).

DINEOF es un método auto-consistente para reconstruir valores faltantes en grupos de datos oceanográficos, desarrollado por Beckers y Rixen (2003) como una alternativa a métodos con mayor demanda de cálculo como la interpolación óptima (OI por sus siglas en inglés). Se basa en el hecho de que un número óptimo de funciones empíricas ortogonales (EOF por sus siglas en inglés) normalmente menor que el número total de EOF, retienen una gran parte de la varianza total de todo el grupo de datos. La información contenida en el grupo de datos es usada por las series de EOF para inferir los valores faltantes, reduciendo la posibilidad de sesgar las series de tiempo de la variable o variables e incrementando la representatividad del grupo de datos. Este método está ya implementado en código Fortran y está disponible de manera gratuita

(<http://modb.oce.ulg.ac.be/mediawiki/index.php/DINEOF>) (Alvera-Azcárate *et al.*, 2005).

El método DINEOF reconstruye los huecos faltantes de información mediante un proceso iterativo. Inicialmente el modo principal se calcula después de sustituir los datos faltantes por ceros; en el siguiente paso los datos faltantes se sustituyen por valores del modo principal de los EOF en sus correspondientes localizaciones. El proceso se realiza hasta que se alcanza la convergencia en las anomalías en los valores faltantes de una iteración a otra con un nivel de tolerancia predefinido. Una vez alcanzada la convergencia el número de EOF calculados pasa de uno a dos y así sucesivamente hasta alcanzar el número máximo de modos óptimos ($k_{\max}$). Al final del proceso se obtiene un estimado de los datos faltantes reconstruidos después de la convergencia usando todos los modos hasta $k_{\max}$. El número óptimo de modos queda definido mediante una técnica de validación cruzada (Wilks, 1995); se busca minimizar el error entre el grupo de datos puestos a parte y los datos reconstruidos para esos puntos. Una vez determinado $k_{\max}$, todo el proceso se repite de nuevo, esta vez incluyendo los datos apartados para la validación cruzada, pero usando solo el modo principal de $k_{\max}$ considerado como óptimo; los valores finales para los datos faltantes son calculados. Esta técnica ha sido aplicada de manera satisfactoria en numerosos estudios para la reconstrucción de datos oceanográficos derivados de mediciones satelitales, como por ejemplo Sirjacobs *et al.* (2011), Ganzedo *et al.* (2011), Wang y Liu (2014) o Hilborn y Costa (2018), e incluso datos espacio-temporales pesqueros (Ganzedo *et al.*, 2013).

VI.2.2. Dinámica espacio-temporal de la pesquería de palangre en el Golfo de México

Como una primera aproximación se generaron series de tiempo de esfuerzo pesquero y CPUE para identificar los patrones de variabilidad estacional e interanual. Se utilizaron valores de CPUE nominal, expresados como número de individuos por cada 1000 anzuelos. A pesar de que el uso de CPUE nominal como un índice de abundancia relativa conlleva numerosos sesgos (Maunder *et al.*, 2006), la falta de información sobre la actividad de pesca adicional a la descrita no permitió una estandarización de los datos. Sin embargo conviene

recordar que la flota mexicana de palangre se considera altamente homogénea, y que este primer análisis tiene como objetivo conocer la distribución espacio-temporal tanto del esfuerzo como de las capturas de YFT y BFT, lo que permitirá una mejor interpretación de los datos de CPUE en futuros estudios (Paloheimo y Dickie, 1964). Esto debe considerarse a la largo del análisis cuando se haga referencia a la abundancia relativa para evitar interpretaciones erróneas. La CPUE se calculó mensualmente como:

$$CPUE_{y,m} = (\sum C_{y,m} / \sum E_{y,m}) * 1000 \quad (3)$$

, donde C es el número total de organismos capturados, y E es el número total de anzuelos calados por todas las embarcaciones en el mes m y año y en una celda concreta. Se evaluó la normalidad de los datos de esfuerzo pesquero y CPUE usando la prueba Shapiro–Wilk (Razali y Wah, 2011). Dado que los datos de los diferentes grupos de datos no presentaron una distribución normal se aplicaron pruebas Kruskal–Wallis (H) y pruebas Nemenyi, para comparaciones múltiples *post-hoc* por pares, para determinar diferencias significativas en las CPUE nominales y el esfuerzo pesquero entre meses y entre años (Zar, 2010).

Dada la falta de información sobre el comportamiento espacio-temporal de la flota palangrera mexicana, se analizaron datos espaciales de esfuerzo a diferentes escalas temporales para identificar posibles patrones entorno a la estrategia de pesca. En primer lugar, se examinaron los datos para eliminar posiciones anómalas como lances en tierra o aguas territoriales de otros países. Debido a que los datos crudos estaban espacialmente dispersos y distribuidos de forma desigual, se agruparon mensualmente y se redondearon las posiciones a una resolución de medio grado, dada la longitud promedio de los lances palangreros. Se elaboraron mapas de distribución para explorar los patrones estacionales e interanuales. Se mapeó un coeficiente de variación (CV) de la distribución temporal media del esfuerzo de pesca para localizar zonas de diferente consistencia en el uso del espacio. Este mismo análisis se realizó para describir la distribución espacio-temporal tanto de la especie objetivo (CPUE de YFT) como de la captura incidental (BCPUE de BFT). Para ello se utilizaron datos de CPUE nominal en cuadrantes de 0. 5° expresada como:

$$CPUE_{y,m,i} = \left(\sum C_{y,m,i} / \sum E_{y,m,i} \right) * 1000 \quad (4)$$

, donde C es el número total de organismos capturados y E el número total de anzuelos calados por todas las embarcaciones en cada celda de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ (i) en el mes m y año y .

Para identificar el alcance de la superposición espacial entre las capturas de ambas especies se generaron mapas mensuales de la distribución de la tasa de captura incidental (bycatch ratio) de BFT entre 1999 y 2012. La tasa de captura incidental se calculó como:

$$BR_{y,m,i} = \left(\sum BFT_{y,m,i} / \sum YFT_{y,m,i} \right) * 100 \quad (5)$$

, donde BFT es el número total de BFT capturados, y YFT el número total de YFT capturados por todas las embarcaciones por cada celda de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ (i) en el mes m y el año y . La proporción entre la captura incidental y la captura objetivo es un indicador simple y práctico para evaluar el impacto relativo de una pesquería en una determinada especie no objetivo (Watson *et al.*, 2008). A diferencia de otras pesquerías, donde los datos de captura incidental colectados por observadores a bordo con una cobertura limitada de los viajes de pesca se generalizan a toda la pesquería introduciendo un sesgo considerable en las estimaciones de captura incidental (Amande *et al.*, 2010), la cobertura del 100% de los viajes de pesca de los datos facilitados aseguran la robustez de este indicador. Los análisis estadísticos y graficas se realizaron en el ambiente de programación R (R, 2018).

VI.2.3. Diseño de los modelos de distribución

Dependiendo del diseño de muestro y la naturaleza del proceso a estudio, la variable respuesta (ver ecuación 1) puede ser expresada en términos de diferentes distribuciones de probabilidad. El más común y simple es el modelo lineal, donde los datos se consideran distribuidos normalmente con una determinada media y varianza. Sin embargo, en la mayoría de procesos

ecológicos, la relación entre las variables respuesta y los datos ambientales no guardan una relación lineal, por lo que el uso de técnicas de regresión lineal no suele ser apropiado para comprender dicha relación (Austin, 1999; Paradinas-Aranjuelo, 2016). Para solventar estas limitaciones se desarrollaron los Modelos Lineales Generalizados (GLM por sus siglas en inglés) (Nelder y Wedderburn, 1972). Estos modelos amplían los modelos lineales a otras distribuciones de probabilidad de la familia exponencial (p. ej. Binomial, Poisson, gamma, etc.). Esto permite modelar diferentes tipos de medidas, por ejemplo, conteo de animales a través de una distribución de Poisson o datos de presencia-ausencia a través de una distribución de Bernoulli. Un GLM presenta por tanto la siguiente estructura básica:

$$Y = \pi(y) \quad (6)$$

, donde $\pi(y)$ es una función de probabilidad que se ajuste a nuestros datos. La naturaleza limitada de las variables respuesta en un GLM hace necesaria una función de enlace que permita modelar la media esperada en toda la línea real $(-\infty, \infty)$ y transformarla a su dominio original. Así, una función de enlace $g()$ relaciona la media con un determinado predictor lineal de la forma

$$g(\mu_y) = X\beta \quad (7)$$

Sin embargo, como se ha mencionado previamente, en la mayoría de los procesos naturales las relaciones entre este y las covariables no siguen una tendencia lineal (Guisan *et al.*, 2002). Por ello, Hastie y Tibshirani (1990) desarrollaron los modelos aditivos generalizados (GAM por sus siglas en inglés). Esta familia de modelos son extensiones semiparamétricas de los GLM, en las que se asume que la estructura de un predictor lineal es aditiva y algunos componentes están suavizados. Mientras que los GLM permiten la aplicación de regresiones clásicas para extenderse a distribuciones estadísticas no normales, un análisis GAM utiliza funciones de suavizado no paramétricas definidas por los datos, para ajustar las curvas de respuesta no lineales. Los GAM además utilizan funciones de enlace, pero en este caso describen la relación entre la media de la variable respuesta y una función de suavizado de las variables predictivas en vez de una combinación lineal (Guisan *et al.*, 2002, Elith *et al.*, 2006). Los

componentes de suavizado en un GAM suelen estar modelados a través de diferentes tipos de funciones de suavizado en base a spline (spline based smooths, en inglés) (Eilers y Marx, 1996) que permiten ajustar efectos no lineales a las covariables de la forma:

$$Y = \beta_0 + \sum_{l=0}^L f_l(x_l) + \varepsilon \quad (8)$$

, donde β_0 es la intercepción del modelo y $f_l()$ son las funciones aplicadas a las covariables (Paradinas-Aranjuelo, 2016). Debido a estas características, los GAM han sido ampliamente aplicados en ciencias pesqueras (Venables y Dichmont, 2004; Zuur *et al.*, 2007), entre otros por Bellido *et al.* (2008), Murase *et al.* (2009), Zainuddin *et al.* (2013), Mitchell *et al.* (2014), o Cruz *et al.* (2018), y son, posiblemente, los métodos de modelado de hábitats de peces más comunes y desarrollados.

En este estudio se utilizaron modelos GAM para modelar las relaciones entre la distribución de la CPUE de los atunes aleta amarilla (especie objetivo) y aleta azul (captura incidental) y diferentes parámetros ambientales, temporales y espaciales. Previo al proceso de modelado se realizó una detallada exploración de los datos (análisis exploratorio de los datos, EDA por sus siglas en inglés) en base a Zuur *et al.* (2010). Un desafío al modelar las capturas de especies de captura incidental relativamente raras, como en el caso del aleta azul, es la presencia de muchos lances sin captura incidental, resultando en valores de cero BCPUE para ese lance en particular. Maunder y Punt (2004) y más recientemente Coelho *et al.* (2013) hicieron una revisión de los diferentes enfoques para tratar con grupos de datos de conteo con exceso de ceros (zero-inflated en inglés). A pesar de estos métodos más avanzados para tratar con este tipo de datos, Warton (2005) encontró que la mayoría de los casos una distribución binomial negativa era suficiente para modelar datos con muchos ceros. Recientemente, Virgili *et al.* (2017) corroboraron su idoneidad para la modelización de hábitats de especies con pocos registros. Este enfoque se ha aplicado anteriormente con éxito a datos similares (Gardner *et al.*, 2008; Drexler y Ainsworth, 2013). Los modelos negativos binomiales, que permiten que la varianza sea diferente a la media, se usan con asiduidad para modelar datos de

conteo donde los datos presentan sobredispersión (Teo y Block, 2010). El análisis preliminar de los datos de captura de ambas especies indicó una sobredispersión de los datos, por lo que finalmente se decidió ajustar GAMs negativo binomiales para identificar la influencia ambiental sobre la distribución de las capturas (CPUE) de aleta amarilla y aleta azul. Para la selección del mejor modelo se utilizó un proceso gradual ascendente (bottom-up en inglés) utilizando como criterio principal de selección el Criterio de Información de Akaike (AIC) (Akaike, 1974). Las covariables o variables explicativas para el modelo final se consideraron significativas para explicar la varianza de CPUE si con la inclusión de una nueva variable el AIC disminuía, la devianza acumulada explicada aumentaba, y la significancia del término en el modelo era menor de 0.01 ($P < 0.01$). Los modelos se ajustaron en R (R, 2018), usando el paquete 'mgcv' (Wood, 2006) siguiendo la ecuación general:

$$g(N.ORG) \sim s(SST) + s(SLA) + s(CHL) + s(EKE) + s(BATH) + s(YEAR) + s(MONTH) + s(WEEK) + s(LON, LAT) + \text{offset}(g(HOOKS)) \quad (9)$$

, donde 'N.ORG' representa el número esperado de atunes capturados resultante de la generalización de los términos predictivos de acuerdo con la función de enlace g . Los datos de captura fueron modelados usando una distribución negativa binomial de los errores con una función de enlace logarítmica, incluyendo un término de compensación (offset) con una función de enlace equivalente para corregir el efecto del esfuerzo pesquero en cada lance (Barry y Whelsh, 2002). Las funciones de suavizado basadas en spline s especifican el ajuste del término de suavizado a cada parámetro ambiental, espacial y temporal. Para la gran mayoría de las covariables se eligió como función de suavizado funciones del tipo 'thin plate regression spline', consideradas las más óptimas dada cualquier dimensión o rango de base (Wood, 2003). Para las variables temporales, semana (WEEK) y mes (MONTH), se seleccionó una función de suavizado 'cyclic cubic regression spline' para considerar su comportamiento cíclico (Wood, 2017). Para tener en cuenta una posible autocorrelación espacial entre los diferentes eventos de pesca, se consideró incluir la posición geográfica de cada lance como un término de suavizado de la interacción entre la latitud y la longitud, $s(LON, LAT)$ (Wood, 2006). Antes de ajustar el modelo final, los datos se dividieron aleatoriamente en

dos grupos, uno de entrenamiento con 2/3 del total de los datos y otro de validación, 1/3 de los datos. El grupo de entrenamiento se usó para ajustar los diferentes modelos en el proceso de selección, mientras que los datos de validación se usaron para probar el rendimiento predictivo del modelo.

VI.2.4. Rendimiento predictivo de los modelos

La mayoría de los análisis de desempeño predictivo se basan en un pequeño grupo de técnicas estadísticas, entre las que destacan kappa, el área bajo la curva ROC (Receiver Operating Characteristic) o AUC-ROC y coeficientes de correlación. Pese a que se han realizado esfuerzos para comprender el desempeño relativo de estas pruebas, incluyendo su sensibilidad a las características propias de los datos, con el fin de adoptar un conjunto estandarizado de medidas de evaluación, por el momento no se ha logrado (Elith y Leathwick, 2009).

El rendimiento de los modelos se evaluó comparando el número previsto de atunes capturados en cada localización del grupo de datos de comprobación, dadas las condiciones ambientales y temporales, con los datos observados. Se graficaron los valores de CPUE predichos contra los observados, y se utilizó una regresión de mínimos cuadrados para evaluar cualquier patrón. Adicionalmente se evaluó la capacidad de cada modelo de predecir la presencia/ausencia de la especie. Para ello los datos de conteo del grupo de comprobación se transformaron en datos binarios, y se evaluó la capacidad discriminante del modelo usando AUC-ROC (Bahn y McGill, 2012). AUC es uno de los métodos de evaluación de mayor difusión, el cual aporta la bondad de ajuste del modelo independientemente del umbral para la presencia/ausencia; los valores pueden ser interpretados como la probabilidad de que, cuando un lugar donde la especie está presente y un lugar donde la especie está ausente son graficados espacialmente de manera aleatoria a partir de la población, el lugar de presencia tendrá un valor predictivo mayor que el lugar de ausencia (Elith *et al.*, 2006). El valor de AUC oscila entre 1, correspondiente a una discriminación perfecta, y 0.5, correspondiente a un modelo con nula habilidad discriminante (Fawcett, 2006). Las predicciones y el desempeño del modelo fueron estimadas usando el paquete 'ROCR' (Sing *et al.*, 2005). Una vez validados los modelos, se utilizó

todo el grupo de datos para determinar la probabilidad relativa de capturar incidentalmente de uno o varios atunes aleta azul bajo diferentes condiciones. Su representación gráfica en forma de mapas permitió discriminar áreas donde la captura incidental de la especie era más factible de ocurrir y compararlas con los eventos reales de captura. Todos los análisis estadísticos se realizaron usando R versión 3.5.1 (R, 2018). A parte de la evaluación con técnicas estadísticas del desempeño del modelo, no se debe obviar que los modelos deben ser ecológicamente congruentes; por ello la forma de las curvas de respuesta y su interpretación, así como las predicciones espaciales deben ser parte fundamental de la evaluación.

VI.3. Herramienta de asistencia al manejo dinámico de la pesquería de atún del Golfo de México: TUNAGOM DSTool

Para permitir el uso aplicado por parte de los diferentes actores involucrados en el manejo de la pesquería del enfoque de manejo dinámico abordado en este estudio, se desarrolló una herramienta automatizada que permite obtener predicciones a una semana de las áreas aptas de pesca bajo el criterio de reducción de la captura incidental del atún aleta azul sin una sustancial afectación en las capturas de aleta amarilla. El producto se desarrolló íntegramente en software libre, R y Shiny de RStudio (<http://shiny.rstudio.com/>), y se aloja en línea actualizándose diariamente, por lo que es accesible a la flota con una inversión mínima. La información aportada por esta aplicación web permitirá a los órganos de manejo de la pesquería, Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca (CONAPESCA) y el Instituto Nacional de la Pesca (INP) en las épocas más críticas, como la temporada reproductiva de BFT, cerrar preventivamente zonas específicas para minimizar la captura incidental de BFT pero teniendo en cuenta las zonas de mayor captura potencial de YFT. El hecho de utilizar pronósticos de variables ambientales con un adelanto de una semana, permitirá, frente a sistemas similares que utilizan datos en tiempo casi-real, normalmente con un día de retraso (Hazen *et al.*, 2018), la relocalización del esfuerzo pesquero con márgenes temporales amplios que aseguren reducir al máximo el impacto sobre la estrategia de la flota pesquera.

VI.3.1. Módulos del sistema de procesamiento automatizado

Los códigos basados en R sobre los que se fundamenta la herramienta se dividieron en 3 módulos (Fig. 10, Anexo I). En el módulo de pre-procesamiento, el código realiza automáticamente el proceso de descarga de los datos de pronósticos ambientales (ver apartado 1.2.5) y su procesamiento para adaptarlos a los requerimientos de los modelos. La descarga se realiza vía motu-client de los servidores de COPERNICUS; Motu es un servidor web de alta eficiencia y robustez basado en Python que permite manejar, extraer y transformar grandes volúmenes de datos oceanográficos de forma automatizada con un alto rendimiento (<http://marine.copernicus.eu/faq/what-are-the-motu-and-python-requirements/>). Los datos obtenidos comprenden promedios diarios, 7 días a partir del vigente, de SST, SSH (Sea Surface Height), y las componentes zonal (u) y meridional (v) de las corrientes superficiales; así como promedios semanales de CHL (los archivos se actualizan semanalmente el jueves al mediodía). La segunda parte del módulo de pre-procesamiento se encarga de la generación de variables derivadas y el reescalado. A partir de los datos de SSH y u-v, se calculan las variables derivadas (Hobday y Hartog, 2014) SLA, según la ecuación 10 y EKE (ver ecuación 2).

$$\text{SLA}_{\text{altímetro}} = \text{SSH}_{\text{modelo}} - \text{MDT} \quad (10)$$

, donde $\text{SLA}_{\text{altímetro}}$ se corresponde con la medida de anomalía que realizaría el altímetro, $\text{SSH}_{\text{modelo}}$ es la altura del nivel del mar sobre el geoide (se corresponde con los datos de SSH descargados) y MDT es la Topografía Dinámica Media (Mean Dynamic Topography en inglés), estimada como el promedio durante el período 1993-2012 de la altura de la superficie del mar por encima del geoide. Este producto auxiliar se obtuvo de ftp://nrtcmems.mercatorocean.fr/Core/GLOBAL_ANALYSIS_FORECAST_PHY_001_024/global-analysis-forecast-phy-001-024-statics/GLOMFC_001_024_mdt.nc. A continuación, los datos obtenidos son reescalados, dada la diferente resolución de los productos, a una malla de $0.25^\circ \times 0.25^\circ$, resolución sobre la que se desarrollaron los modelos de distribución. Con los datos diarios de SST, SLA y EKE (pronósticos a 7 días) se calculan promedios semanales, y, en el caso de la CHL se asigna el valor del dato semanal disponible más próximo. Para

la variable estática BATH se utiliza la información descrita el apartado 1.2.4. La variable temporal MONTH se genera en base a la fecha de análisis, las espaciales LON-LAT quedan definidas por el área de estudio, y la variable de esfuerzo de pesca, HOOKS se mantiene constante en 1000 anzuelos. En la figura 9 se muestra de manera esquemática el proceso de generación de la variable SLA a partir de datos pronósticos de SSH.

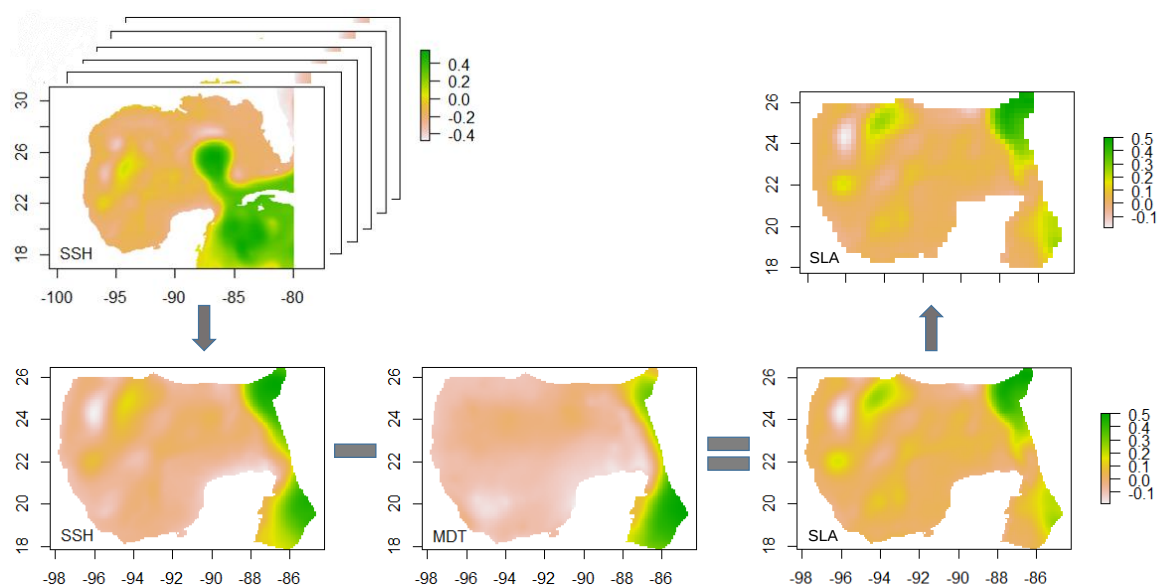


Figura 9. Secuencia de procesamiento de la variable Anomalías del Nivel del Mar (SLA por sus siglas en inglés).

En el módulo de procesamiento se ejecutan los modelos de distribución de YFT y BFT con los datos generados en el módulo de pre-procesamiento y en base a los resultados se calcula, según la metodología descrita en el siguiente apartado, el Índice de Aptitud de Pesca (IAP). Tanto los datos de distribución potencial de abundancia relativa de ambas especies, número de individuos por cada 1000 anzuelos, como el IAP son mapeados integrando información geo-espacial adicional (línea de costa, ZEEM).

El módulo de post-procesado comprende la aplicación web desarrollada en Shiny que permite la difusión de los resultados. Esta interfase desarrolla, por el

momento, el despliegue de información seleccionada por el usuario en forma de mapas así como su descarga en formato geotiff para su uso en Sistemas de Información Geográfica (SIG). La ejecución de la secuencia de códigos se realiza de forma diaria a través de un archivo por lotes o .BAT en el programador de tareas de Windows.

VI.3.2. Índice de Aptitud de Pesca

El IAP se desarrolló para integrar en una única superficie los pronósticos de distribución de la especie objetivo, YFT, y la captura incidental, BFT, en base a los objetivos de manejo. Se consideraron tres escenarios posibles (Tabla 5), zonas de alta probabilidad de captura incidental, por tanto, consideradas no aptas para la pesca (IAP= -1), zonas de baja captura incidental y baja captura dirigida (IAP = 0), y zonas recomendadas para la pesca con baja captura incidental y alta captura (IAP = 1). Para su cálculo se dividieron las distribuciones de probabilidad de ambas especies por la mitad, utilizando la mediana, y se asignaron los diferentes valores del IAP según a una serie de condiciones descritas en la tabla 5. Estas condiciones se definieron para informar de forma sucinta a los pescadores sobre qué áreas deben elegirse como prioritarias.

Tabla 5. Condiciones del Índice de Aptitud de Pesca (IAP) y recomendaciones asociadas

Datos	IAP	Recomendaciones manejo
BFT >50%	-1	Zona de pesca no permitida
BFT <50% + YFT <50%	0	Zona sin restricciones de pesca
BFT <50% + YFT >50%	1	Zonas recomendadas para la pesca

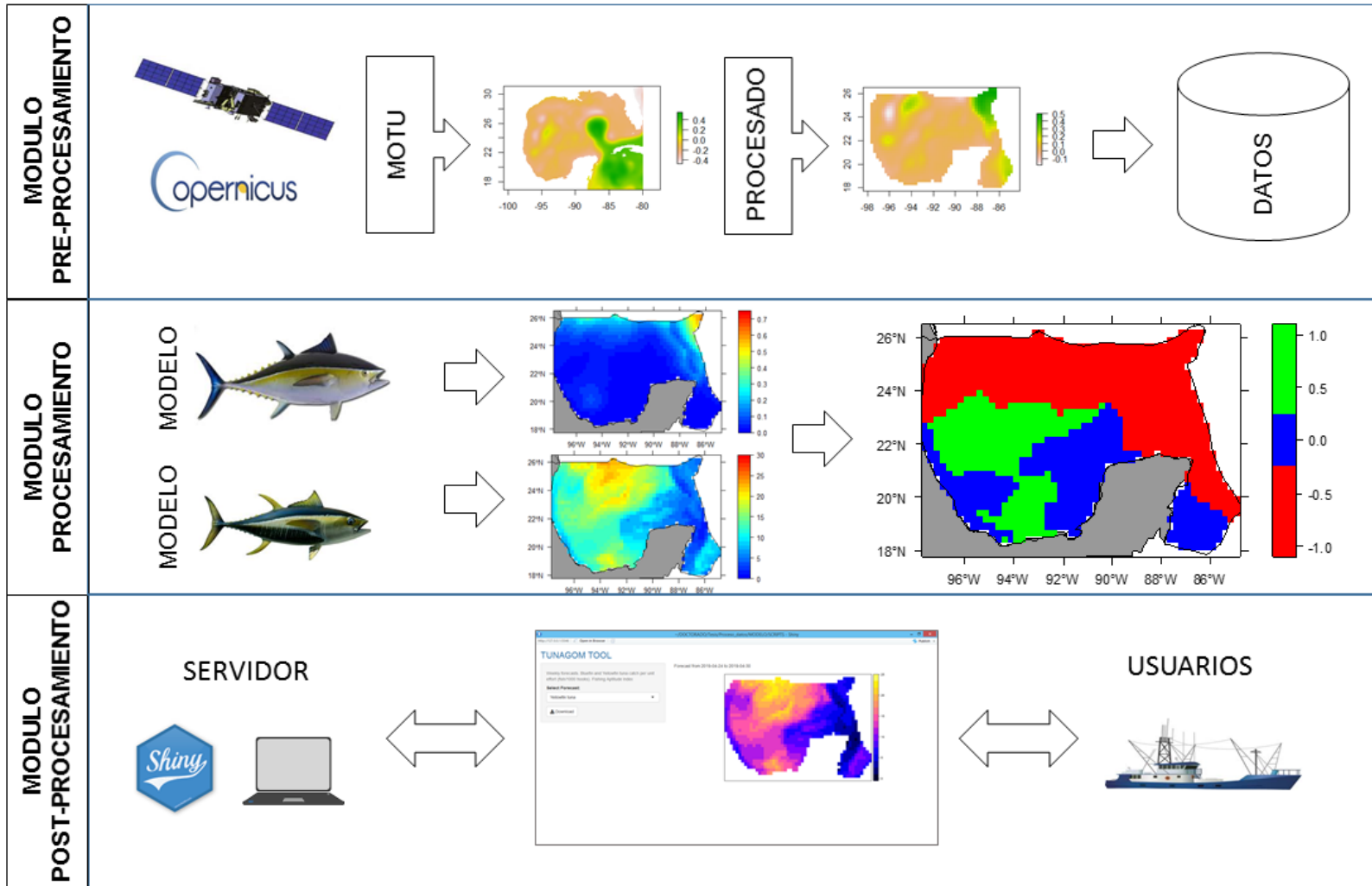


Figura 10. Módulos del sistema de procesamiento automatizado de la herramienta de asistencia al manejo dinámico de la pesquería de atún del Golfo de México TUNAGOM DSTool

VII. RESULTADOS

VII.1. Procesado de los datos ambientales derivados de satélite

VII.1.1. Interpolación DINEOF

Una vez ensayados distintos parámetros requeridos en el algoritmo, se optó finalmente por la reconstrucción completa de la serie de datos, datos diarios, para minimizar gradientes bruscos y otros artificios, un nivel de convergencia de 10^{-3} , así como una transformación logarítmica de los datos originales para evitar valores negativos en los resultados (Li y He, 2014). Se obtuvo un $k_{max}=78$ modos sobre 100 modos propuestos. El porcentaje total de información faltante reconstruida fue ligeramente superior al 16%. En la figura 11 se puede ver un ejemplo de los resultados obtenidos.

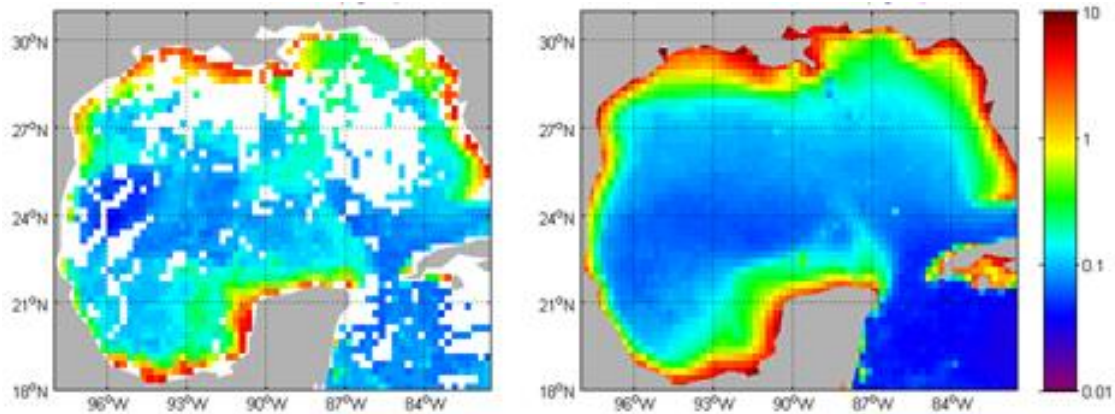


Figura 11. Concentración de clorofila a (CHL) a) ejemplo de composición semanal (18-24 de mayo de 2003) a partir de datos diarios CHL del proyecto GLOBCOLOUR, b) la misma composición semanal interpolada usando el método DINEOF.

VII.2. Dinámica espacio-temporal de la pesquería de palangre en el Golfo de México

VII.2.1. Dinámica del esfuerzo pesquero

Un total de 46,120 operaciones de pesca, representando un esfuerzo de pesca ligeramente superior a 26 millones de anzuelos, fueron registradas durante el

periodo de estudio. La dinámica interanual del esfuerzo pesquero mostró un comportamiento altamente inestable durante los 5 primeros años del conjunto de datos (1994-1998) (Fig. 12a), incluidos períodos sin registros de pesca (Fig. 12b).

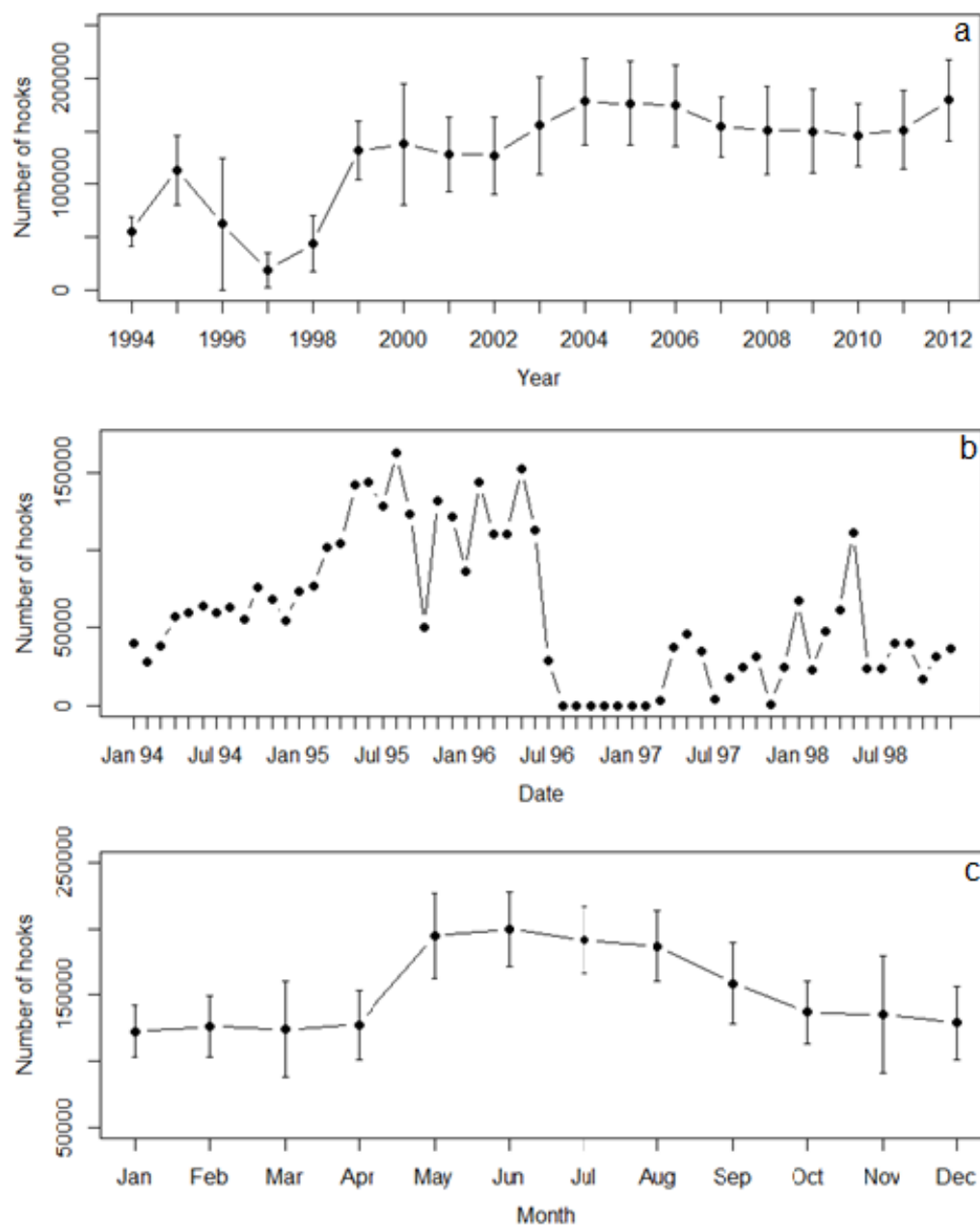


Figura 12. Esfuerzo pesquero (número de anzuelos) aplicado por la flota palangrera mexicana en el Golfo de México. a) Promedio anual ($\pm$ DE) entre 1994 y 2012, b) esfuerzo mensual acumulado entre 1994 y 1998, y c) promedio mensual ($\pm$ DE) para el periodo 1999 a 2012.

Para evitar el uso de información sesgada, solo se utilizaron en los análisis subsecuentes datos a partir de 1999, momento a partir del cual, tanto la actividad pesquera como la cobertura de la misma por observadores, pueden ser consideradas relativamente homogéneas. El esfuerzo pesquero medio anual osciló entre 125,000 (año 2002) y 175,000 (año 2004) anzuelos, mostrando diferencias interanuales significativas ($H_{(13, 168)} = 28.204, P < 0.05$). Durante el periodo de estudio se aplicó un esfuerzo promedio mensual en torno a 150,000 anzuelos ($152,802.4 \pm 41,430.74$). El test de Kruskal–Wallis reveló diferencias significativas entre meses ($H_{(11, 168)} = 94.709, P < 0.05$). La dinámica del esfuerzo de pesca mostró dos claros periodos estacionales: el periodo de "invierno", que abarcó de enero a abril, con un esfuerzo medio mensual de unos 125,000 anzuelos; y el periodo de "verano", de mayo a agosto, cuando el esfuerzo pesquero total fue considerablemente superior, con unos 200,000 anzuelos mensuales. La prueba de Nemenyi apoyó esta discriminación. La transición entre ambos periodos mostro un comportamiento diferencial, produciéndose de invierno a verano de manera abrupta, en unas pocas semanas (abril-mayo), a diferencia de la suave disminución progresiva del esfuerzo pesquero observada entre septiembre y diciembre para alcanzar los niveles típicos del periodo invernal (Fig. 12c).

La actividad de la flota palangrera mexicana abarcó la mayor parte de las aguas de la ZEEM, con las operaciones de pesca realizadas principalmente fuera de la plataforma continental (Fig. 13). El esfuerzo pesquero se concentró en dos áreas principales en el sur del GoM: una asociada al Cañón de Campeche, y la otra frente a las costas del estado de Veracruz a lo largo de la Cuenca Veracruzana (Veracruz Basin) y la dorsal mexicana (Mexican Ridges) (NGIA, 2016). Desde una perspectiva espacial, no se observaron grandes diferencias entre años en las áreas de mayor concentración de esfuerzo, que se ubicaron sistemáticamente frente a las costas de Veracruz. Un aspecto digno de mención fue la expansión progresiva de la pesquería hacia el norte a lo largo del periodo de estudio, desde un área asociada con el paralelo 24°N en los primeros años, hasta áreas que bordean las aguas de EE.UU. (26°N) al final de la serie (Fig. 14).

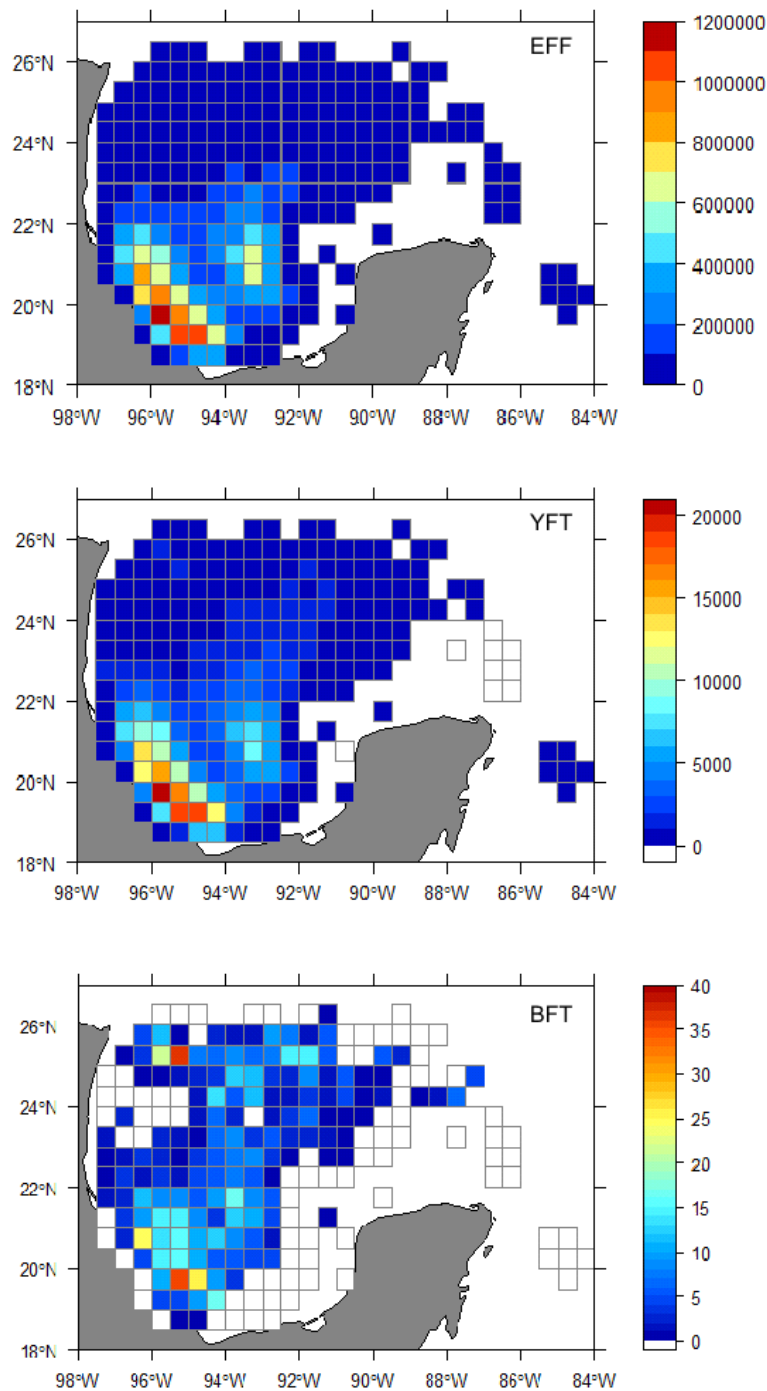


Figura 13. Esfuerzo pesquero total acumulado (EFF) en número de anzuelos (mapa superior), captura total acumulada de atún aleta amarilla (YFT) en número de peces (mapa intermedio), y captura total acumulada de atún aleta azul del Atlántico (BFT) en número de peces (mapa inferior), por la flota mexicana de palangre que opera en el Golfo de México entre 1999 y 2012.

El esfuerzo pesquero mostró un patrón espacial estacional marcado y recurrente a lo largo del periodo de estudio. Durante el período estival, el esfuerzo pesquero se centró en una zona específica a lo largo de la cuenca de Veracruz, mucho más restringida que en invierno, cuando la actividad pesquera abarcó gran parte de la zona de estudio. Durante el período invernal, a pesar de una distribución mucho más amplia y heterogénea que en verano, se observaron dos áreas principales de concentración del esfuerzo: una alrededor de la Cuenca de Veracruz y otra en la parte norte del Cañón de Campeche. Estas áreas fueron

recurrentes a lo largo de los meses de invierno y consistentes a lo largo de los años, como lo indica el coeficiente de variación (Fig. 15). La transición abrupta del periodo invernal al verano se asoció espacialmente con un fuerte proceso de concentración, mientras que la transición hacia el período invernal, más distendida en el tiempo, se asoció con una dinámica de dispersión espacial.

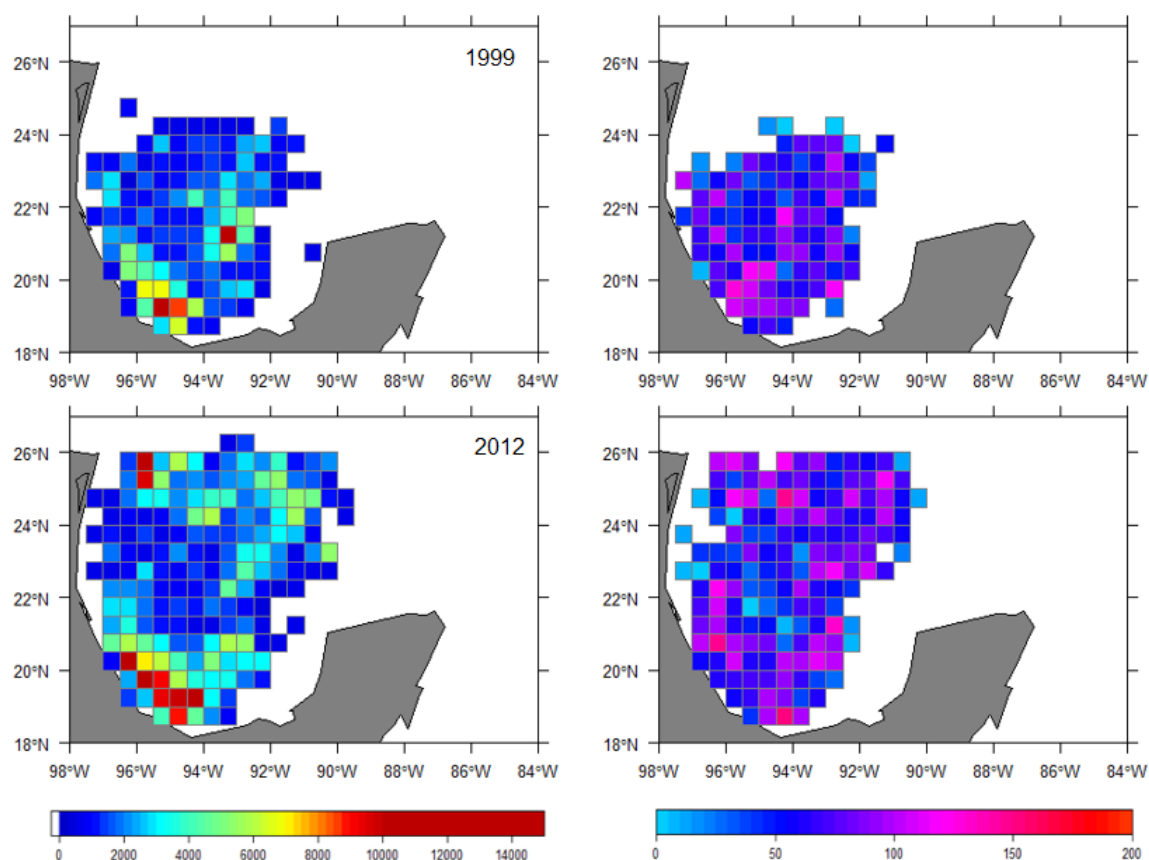


Figura 14. Esfuerzo pesquero promedio anual (izquierda) y coeficiente de variación (derecha) aplicado por la flota palangrera mexicana en el Golfo de México en 1999 y 2012. Los promedios se calcularon dentro de una cuadrícula de $0,5^\circ \times 0,5^\circ$.

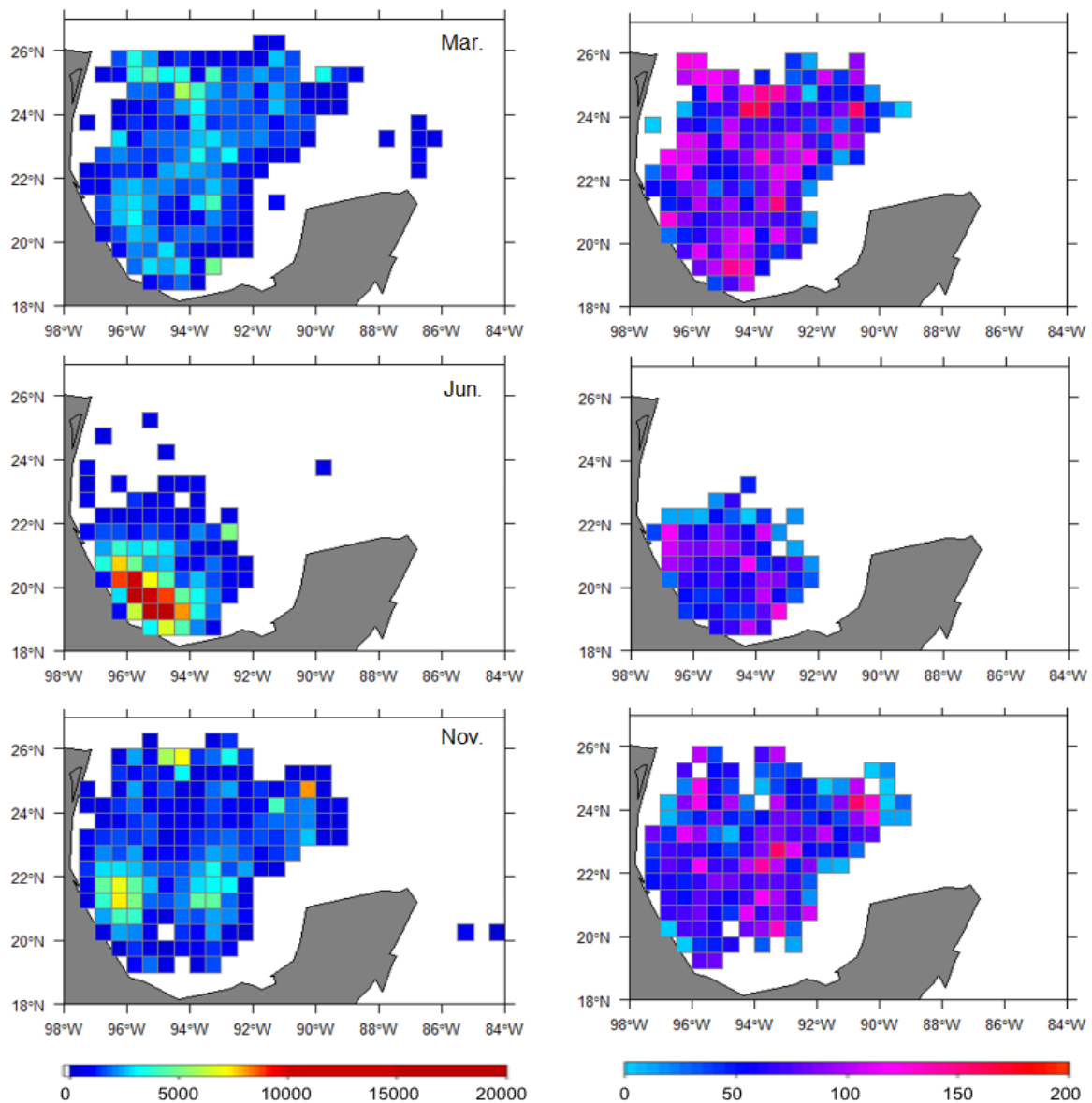


Figura 15. Esfuerzo pesquero medio mensual (izquierda) y coeficiente de variación (derecha) aplicado por la flota palangrera mexicana en el Golfo de México entre 1999 y 2012. Los promedios se calcularon dentro de una cuadrícula de 0, 5° x 0, 5°.

VII.2.2. Distribución de las capturas de los atunes aleta azul y aleta amarilla

Aunque las capturas de aleta amarilla ocurrieron durante todo el año, la CPUE mostró diferencias mensuales significativas ($H(11, 168) = 51,21, P < 0,05$). Presentó una distribución temporal bimodal con dos picos: uno en junio, asociado

al pico de esfuerzo pesquero correspondiente al periodo de verano; y el otro en noviembre, relacionado con el período de transición en el que la distribución del esfuerzo muestra una alta dispersión espacial. La CPUE más baja fue registrada en marzo y septiembre (Fig. 16a). En contraste, el aleta azul mostró una clara estacionalidad en su ocurrencia en el área de estudio ($H(11, 168) = 134.48, P < 0.05$), concentrándose sus capturas principalmente entre diciembre y abril, con un marcado máximo de BCPUE en marzo. La variabilidad interanual no mostró un patrón claro para ninguna de las dos especies, con un máximo histórico de BCPUE de atún aleta azul en 2012 (alcanzando valores cercanos al doble del promedio anual) y la CPUE más baja de la serie para ambas especies en 1999 (Fig. 16b). En gran medida, los máximos de captura acumulada de aleta amarilla estuvieron asociados espacialmente a áreas de fuerte concentración del esfuerzo pesquero, es decir, la cuenca del Veracruz y el Cañón de Campeche.

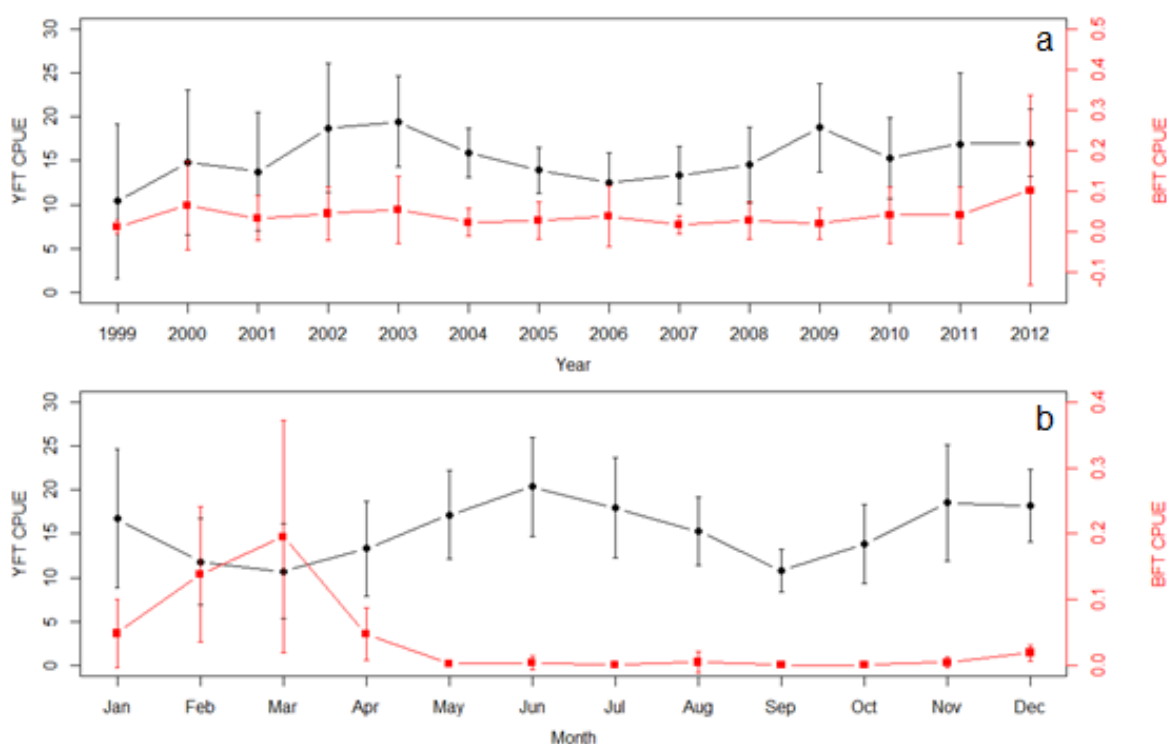


Figura 16. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de atún aleta amarilla (negro) y captura incidental por unidad de esfuerzo (BCPUE) de atún aleta azul (rojo) por la flota palangrera mexicana que opera en el Golfo de México entre 1999 y 2012. a) Promedio anual ($\pm$ DE), b) Promedio mensual ($\pm$ DE).

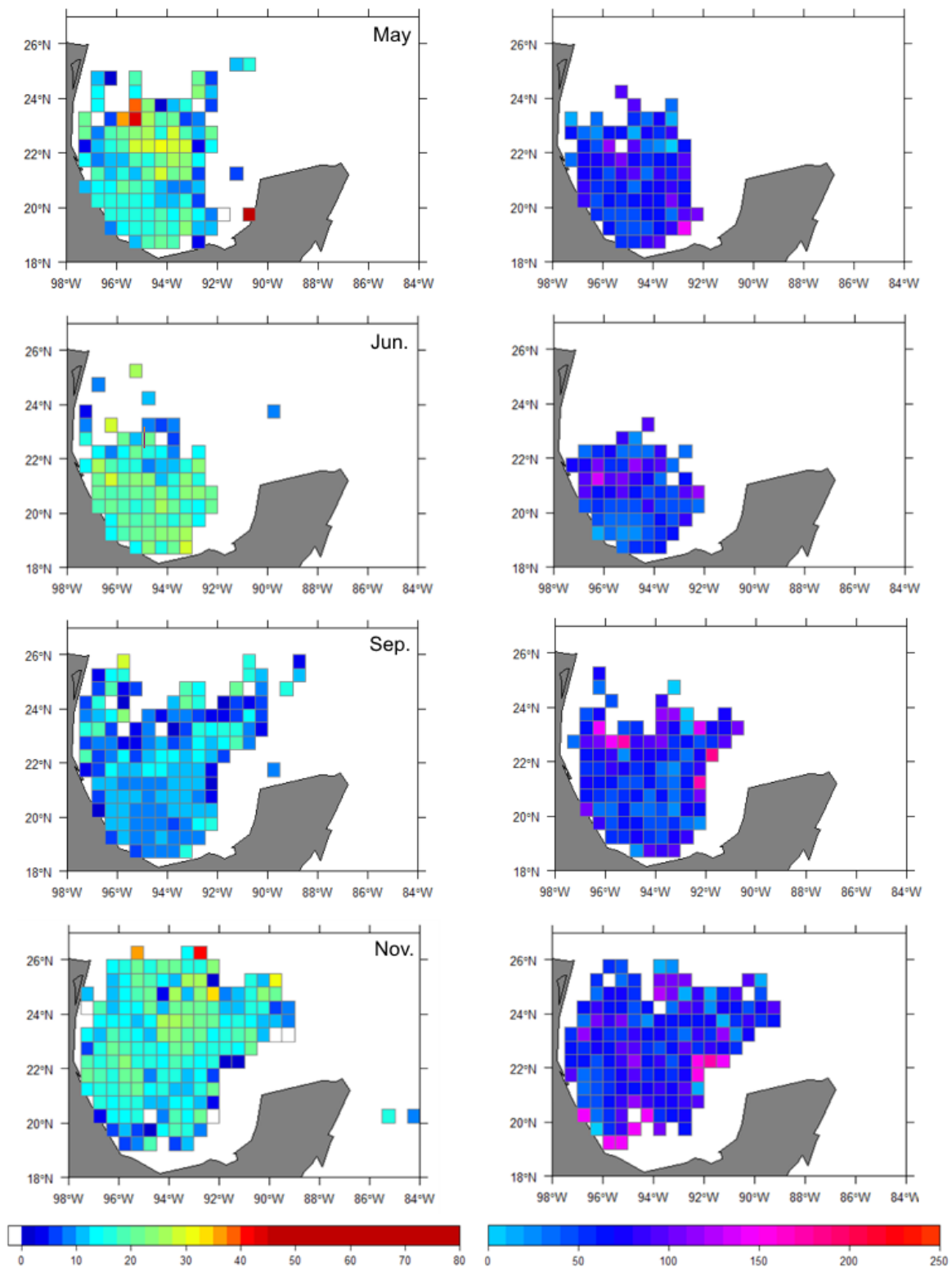


Figura 17. Distribución espacial del promedio mensual de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de atún aleta amarilla (YFT) en una cuadrícula de $0,5^\circ \times 0,5^\circ$ (izquierda) y su coeficiente de variación (derecha) para la pesquería palangrera mexicana en el Golfo de México entre 1999 y 2012.

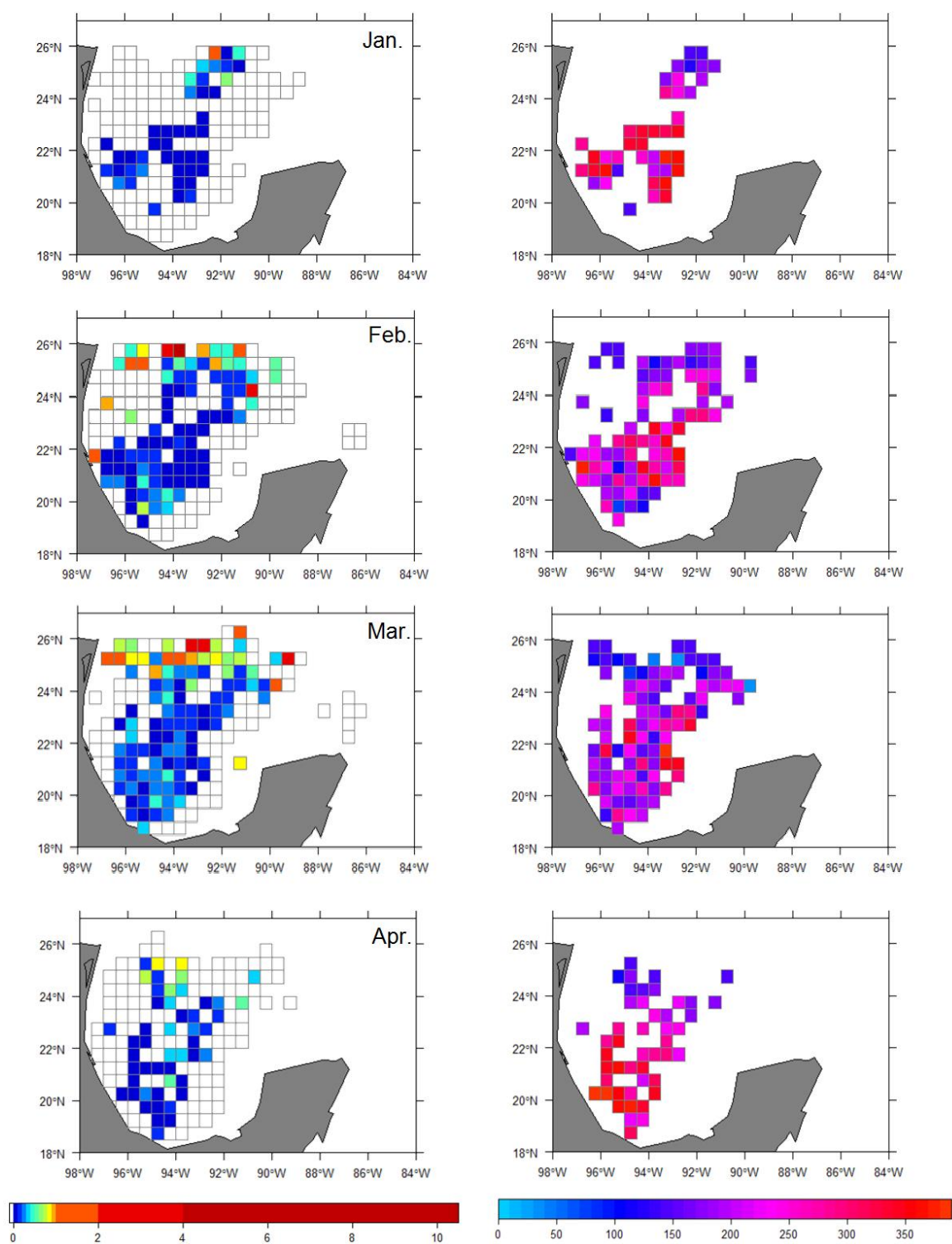


Figura 18. Distribución espacial del promedio mensual de la captura incidental por unidad de esfuerzo (BCPUE) de atún aleta azul (BFT) en una cuadrícula de 0, 5° x 0, 5° (izquierda) y su coeficiente de variación (derecha) para la pesquería palangrera mexicana en el Golfo de México entre 1999 y 2012.

La distribución de la CPUE para el aleta amarilla mostró un claro patrón espacial, con una marcada concentración frente a las costas de Veracruz durante los meses de verano (junio-julio), seguido de una progresiva dispersión (agosto-septiembre), hasta alcanzar una amplia distribución abarcando prácticamente todo el área oceánica de la MEEZ al oeste del paralelo 89 W durante los meses de invierno (noviembre-marzo) (Fig. 17). A pesar de esta amplia distribución, se identificaron áreas de alta CPUE en la parte central del GoM durante este período. Posteriormente, a lo largo de abril y mayo, se produjo una paulatina agregación espacial de la CPUE hasta alcanzarse la distribución característica de los meses de verano. Los bajos valores del CV indicaron que este patrón espacial es recurrente a lo largo de los años, aunque presentó ligeras variaciones, como la progresiva expansión hacia el norte de la CPUE del YFT registrada en los últimos años de la serie, claramente asociada con la dinámica del esfuerzo pesquero. Las capturas de BFT mostraron dos grandes áreas de agregación: una, similar a las áreas de concentración de la captura de YFT, a excepción de la zona frente a las costas de Veracruz, que en este caso fue más oceánica, y la otra, localizada en una franja al norte del meridiano 24°N, en aguas fronterizas con Estados Unidos. Aunque la BCPUE del BFT abarcó la mayor parte del área de estudio, su distribución fue más estrecha (en términos longitudinales) que la del YFT, evitando áreas asociadas a la plataforma continental. Las mayores abundancias relativas se observaron en la zona norte durante el mes de marzo, dentro de la franja latitudinal 25°N-26°N. Esta área también mostró los valores más bajos de CV, indicativos de recurrencia temporal y un área de agregación potencial en relación a áreas con alta variabilidad interanual (Fig. 18).

Los mapas del ratio de captura incidental (bycatch ratio) no mostraron patrones espaciales recurrentes claros (Fig. 19), por lo que no se encontraron pruebas que apoyaran una discriminación espacial del hábitat para ambas especies. El índice de captura incidental arrojó valores muy bajos, inferiores a 10 BFT por cada 100 YFT, para la mayoría de las áreas; sin embargo, ciertas celdas alcanzaron valores altos, cercanos a la unidad, lo que indica un solapamiento considerable entre ambas especies. Aunque estas celdas de alta proporción estuvieron localizadas principalmente entorno a la Cuenca de Veracruz y el Cañón de Campeche, la falta de recurrencia en el tiempo no permitió considerar esta área como un punto caliente de captura incidental de atún aleta azul.

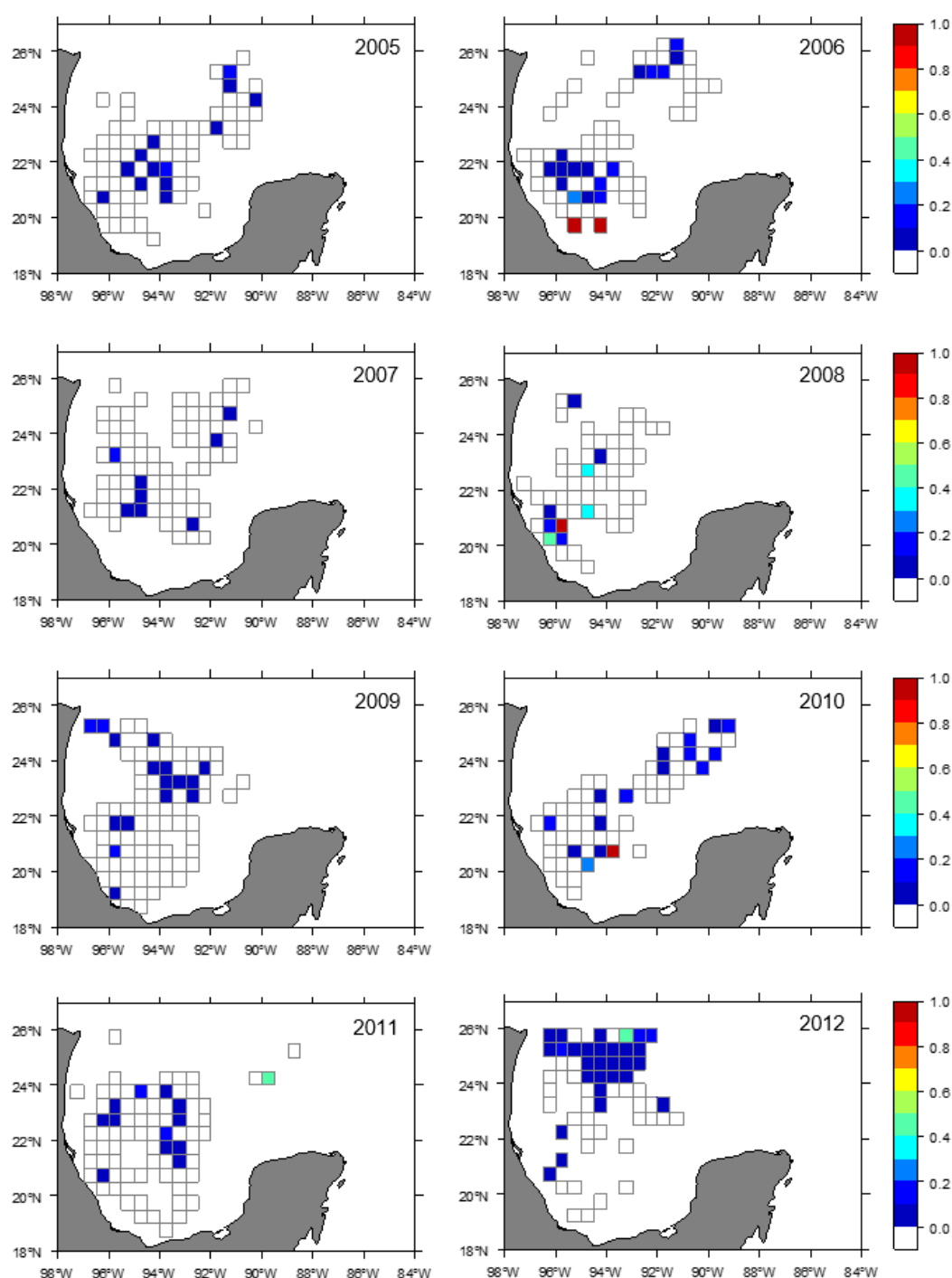


Figura 19. Distribución espacial mensual de la proporción de captura de atún aleta azul (BFT) a 100 atunes aleta amarilla (YFT) durante el mes de máxima ocurrencia de BFT (marzo) en aguas mexicanas del Golfo de México para los años de pesca 2005 a 2012.

VII.3. Hábitat oceanográfico preferencial de los atunes aleta azul y aleta amarilla en aguas mexicanas del Golfo de México.

VII.3.1. Análisis exploratorio de los datos (EDA)

El conjunto de datos incluyó 46120 lances de pesca en los que se declaró la captura de 47279 YFT y 951 BFT. El AED destacó la escasez de registros de captura incidental de BFT, solo un 1,67% del total de lances de pesca fueron positivos, altos niveles de colinealidad entre las variables temporales mes y semana, con valores de Factor de Inflación de la Varianza (FIV por sus siglas en ingles) de 120,8 y 121 respectivamente, por lo que se retuvo la variable mes como descriptor óptimo de la variabilidad estacional, y no se detectó autocorrelación temporal. La BCPUE de BFT mostró una clara señal estacional con capturas que ocurrieron principalmente entre noviembre y mayo, con un pico en marzo.

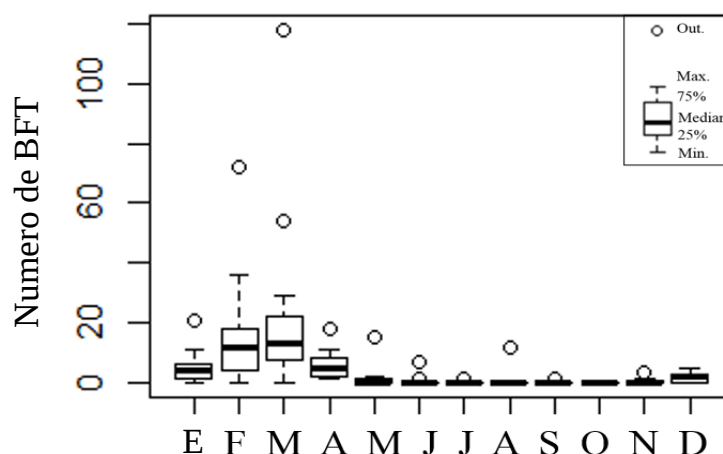


Figura 20. Variabilidad del promedio mensual de la captura incidental del atún aleta azul del Atlántico en aguas mexicanas del Golfo de México entre 1994 y 2012. La línea que divide la caja en 2 partes representa la mediana, el final de la caja muestra los cuartiles superior e inferior y las líneas extremas muestran el valor más alto y el más bajo. Los círculos representan valores atípicos.

Se observaron registros esporádicos de captura incidental de BFT, reportados en meses atípicos (por ejemplo, septiembre de 1995, agosto de 2000) (Fig. 20), períodos durante los cuales no se registraron capturas en aguas de EE.UU. (Teo y Block, 2010) y el hábitat se mostró potencialmente inadecuado para la

ocurrencia de la especie (Druon *et al.*, 2016), por lo que estos registros, 24 organismos de un total de 951, no se consideraron para este análisis como una medida precautoria a falta de información adicional sobre su veracidad. Paralelamente, la dinámica interanual del esfuerzo pesquero mostró un comportamiento muy inestable en los primeros 5 años del conjunto de datos (1994-1998) (Fig. 12), incluyendo períodos sin registros de actividad, cuyo origen se desconoce, pero que parece estar asociado a un cambio en la gestión de la actividad (DOF, 2015). A fin de evitar el uso de información sesgada, para el ajuste de los modelos sólo se usaron datos de 1999 en adelante, que cubrieron un total de 41855 lances de pesca en los que se capturaron 402354 YFT y 822 BFT.

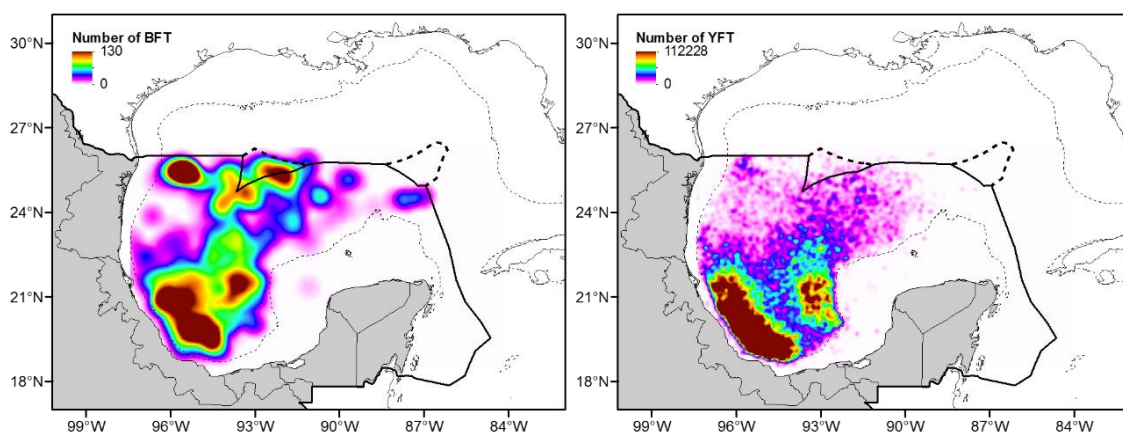


Figura 21. Distribución geográfica de las capturas de atún aleta azul (izquierda) y aleta amarilla (derecha) de la flota palangrera mexicana entre 1994 y 2012. Los mapas fueron creados usando la función de densidad de kernel en QGIS.

Sintetizando los resultados de la sección anterior, la captura incidental de atún aleta azul cubrió la mayor parte de la parte occidental del Golfo de México (Fig. 21). La BCPUE no mostró un patrón geográfico intermensual claro durante la ocurrencia de la especie en el área (Fig. 18). Se observaron diferencias interanuales relacionadas con la dinámica espacial del esfuerzo pesquero, con una evolución hacia el norte hasta el final del periodo de estudio (Fig. 19). Las capturas de YFT se registraron a lo largo del año, mostrando una menor variabilidad estacional en comparación con el BFT. La CPUE mostró un

comportamiento bimodal, con picos en junio y noviembre, y un patrón espacial recurrente (Fig. 17) asociado con la dinámica del esfuerzo de pesca. Aunque su distribución abarcó gran parte de la cuenca, se observó una fuerte concentración de capturas frente a las costas de Veracruz, asociada a la distribución del esfuerzo pesquero durante el pico del verano (Fig. 21).

VII.3.2. Preferencias oceanográficas

Después del proceso de selección de los modelos, el modelo que ofreció el mejor ajuste para el BFT explicó el 44,4% de la devianza total. SST y SLA se mantuvieron en el modelo final como predictores ambientales significativos de la BCPUE. Ambas covariables estuvieron inversamente correlacionadas con la captura incidental estimada de BFT (Fig. 22a, 22b) (Tabla 6). Las BCPUE más altas se asociaron con anomalías negativas del nivel del mar (SLA) (rango de -0,3 a 0,2 m) y condiciones de temperatura superficial (SST) relativamente frías, 20-21°C. El parámetro temporal mes (MONTH) fue retenida en el modelo final (Tabla 6), indicando una variabilidad estacional significativa en la BCPUE del BFT dentro del GoM mexicano. La captura de BFT mostró una fuerte estacionalidad, ocurriendo principalmente entre diciembre y abril, con un pico marcado de abundancia relativa en marzo (Fig. 22c).

Tabla 6. Resumen de las estimaciones de parámetros del modelo GAM de mejor ajuste para la predicción de la captura incidental por unidad de esfuerzo (BCPUE por sus siglas en ingles) de atún aleta azul en el Golfo de México.

Variable explicativa	Suavizadores no paramétricos		
	edf	X ²	p-value
s (SST)	3.470	24.55	<0.001
s (SLA)	1.004	14.95	<0.001
s (MONTH)	6.910	130.87	<0.001
s (LON,LAT)	18.276	168.34	<0.001

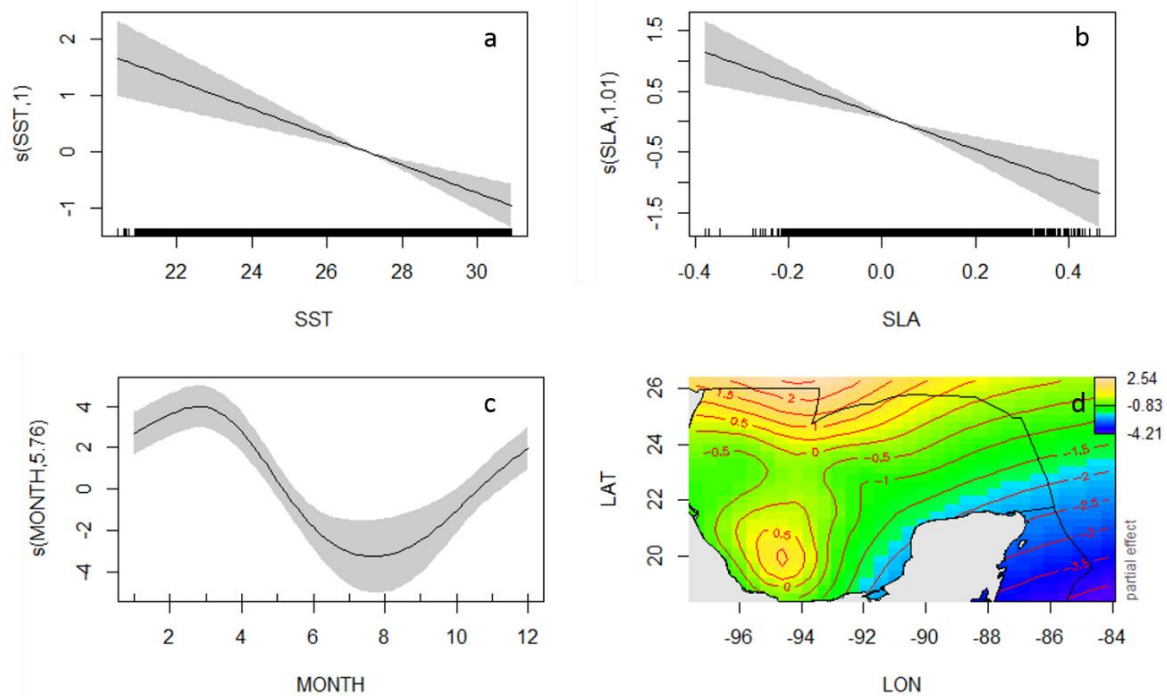


Figura 22. Ajustes del modelo GAM para el atún aleta azul. Curvas suavizadas del efecto aditivo a la captura incidental por unidad de esfuerzo (BCPUE) del atún aleta azul para los parámetros ambientales: temperatura superficial del mar (SST, a) y anomalías del nivel del mar (SLA, b), temporales: mes (MONTH, c), y espaciales: interacciones longituditud-latitud (LONGITUDE-LATITUDE, d) en el modelo. El sombreado gris representa los intervalos de confianza del 95% y las barras negras sobre el eje horizontal muestran en un gráfico de alfombra la distribución de los datos para cada parámetro.

El término espacial, interacción latitud-longitud, indicó una fuerte influencia geográfica en la distribución de la captura incidental BFT, con la existencia de dos áreas principales de mayor BCPUE para la especie, una frente a las costas de Veracruz centrada alrededor de 20° N y -94.5° O y otra en aguas por encima del paralelo 25° N y limitada al este hacia -99° O (Fig. 22d). Aunque CHL y BATH no fueron considerados por el modelo como parámetros significativos, la gran mayoría de las capturas (99,5%) se realizaron en aguas oligotróficas fuera de la plataforma continental (Fig. 21).

A diferencia del BFT, el YFT mostró una menor sensibilidad a la dinámica ambiental, reteniendo el modelo de mejor ajuste todas las variables ambientales propuestas como significativas (Tabla 7). La devianza total explicada por el modelo YFT fue baja, no superando el 8% (7,78%). La CPUE de YFT fue mayor en aguas oligotróficas cálidas, entre 28 y 30 ° C (Fig. 23a, 23c). El YFT mostró preferencia por áreas oceánicas, con una mayor CPUE asociada a aguas más profundas (Fig. 23d), con SLA positivo (Fig. 23b). El modelo del YFT reflejó la variabilidad estacional de la CPUE, con dos picos a lo largo del año, uno en verano (junio) y otro en invierno (diciembre). La distribución espacial de la CPUE de YFT, aunque más homogénea a lo largo de la cuenca que la BCPUE de BFT, permite distinguir dos zonas de mayor abundancia relativa similares a las observadas para el BFT, la Bahía de Campeche y la parte occidental-central del GoM.

Tabla 7. Resumen de las estimaciones de parámetros del modelo GAM de mejor ajuste para la predicción de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de atún aleta amarilla en el Golfo de México.

Variable explicativa	Suavizadores no paramétricos		
	edf	X ²	p-value
s (SST)	14.581	234.41	<0.001
s (SLA)	7.778	119.23	<0.001
s (CHL)	6.556	126.28	<0.001
s (EKE)	1.218	14.64	<0.001
s (BAT)	6.737	101.52	<0.001
s (MONTH)	7.856	1056.76	<0.001
s (LON,LAT)	17.675	467.14	<0.001

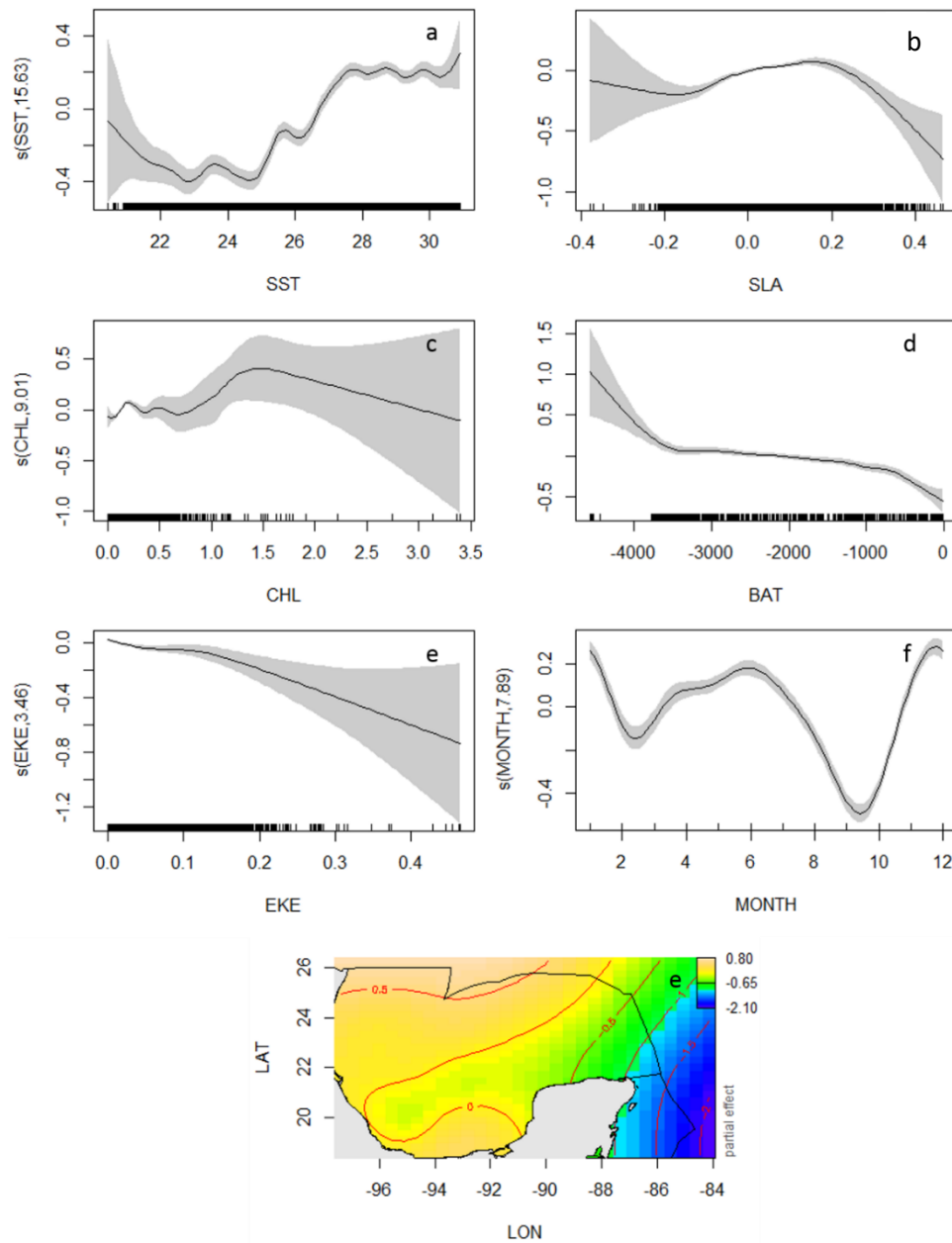


Figura 23. Ajustes del modelo GAM para el atún aleta amarilla. Curvas suavizadas del efecto aditivo a la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) del atún aleta amarilla para los parámetros ambientales: temperatura superficial del mar (SST, a), anomalías del nivel del mar (SLA, b), concentración de clorofila a (CHL, c), profundidad (BATH, d) y energía cinética de giro (EKE, e), temporales: mes (MONTH, f), y espaciales: interacciones longitud-latitud (LONGITUDE-LATITUDE, g) en el modelo. El sombreado gris representa los intervalos de confianza del 95% y las barras negras sobre el eje horizontal muestran en un gráfico de alfombra la distribución de los datos para cada parámetro. Los grados de libertad estimados en el ajuste del termino de suavizado se incluyen en la se incluyen en la etiqueta del eje vertical.

VII.3.3. Rendimiento predictivo de los modelos

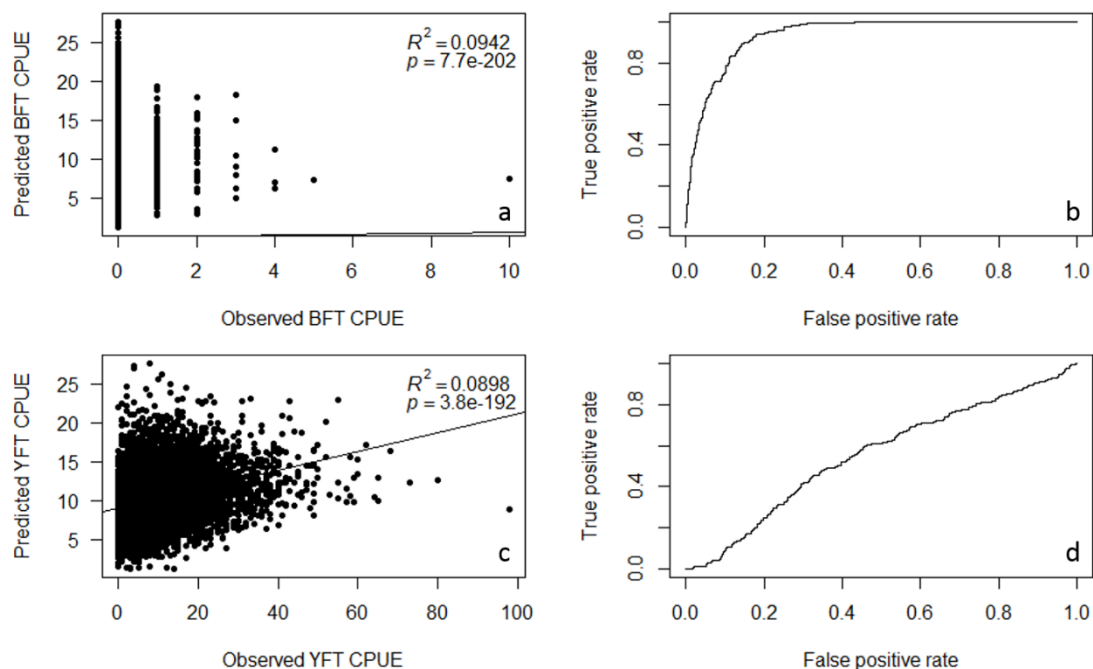


Figura 24. Resultados de la validación cruzada de los modelos binomiales negativos GAM (columna izquierda). Los resultados se presentan como datos observados con respecto a las tasas de captura previstas por el modelo de atún aleta azul (a) y el modelo de atún aleta amarilla (c). Se muestra el valor r-cuadrado ajustado (R^2) de una regresión lineal sobre los puntos (línea sólida). La columna derecha muestra la curva ROC para las previsiones de presencia/ausencia del modelo de atún aleta azul (b) y el modelo de atún aleta amarilla (d).

Aunque el modelo BFT no ofreció un buen desempeño en términos cuantitativos al estimar la CPUE, con un $R^2=0,1$ (Fig. 24a), sí mostró una buena eficiencia para predecir eventos de captura incidental. Las predicciones se correspondieron bien con la distribución observada de las capturas incidentales de BFT en el conjunto de datos de validación de presencia/ausencia ($AUC= 0,91$, Fig. 24b), indicando que el modelo puede predecir la distribución del BFT con una precisión razonable. Además, se observó una concordancia espacio-temporal entre las áreas potenciales de captura incidental (áreas de alta probabilidad de captura) y las localidades reales de captura incidental (Fig. 25). El modelo YFT no mostró un buen desempeño predictivo ni en términos

cuantitativos ($R^2=0.09$, Fig. 24c) ni en la capacidad de predecir presencia/ausencia ($AUC=0.55$, Fig. 24d).

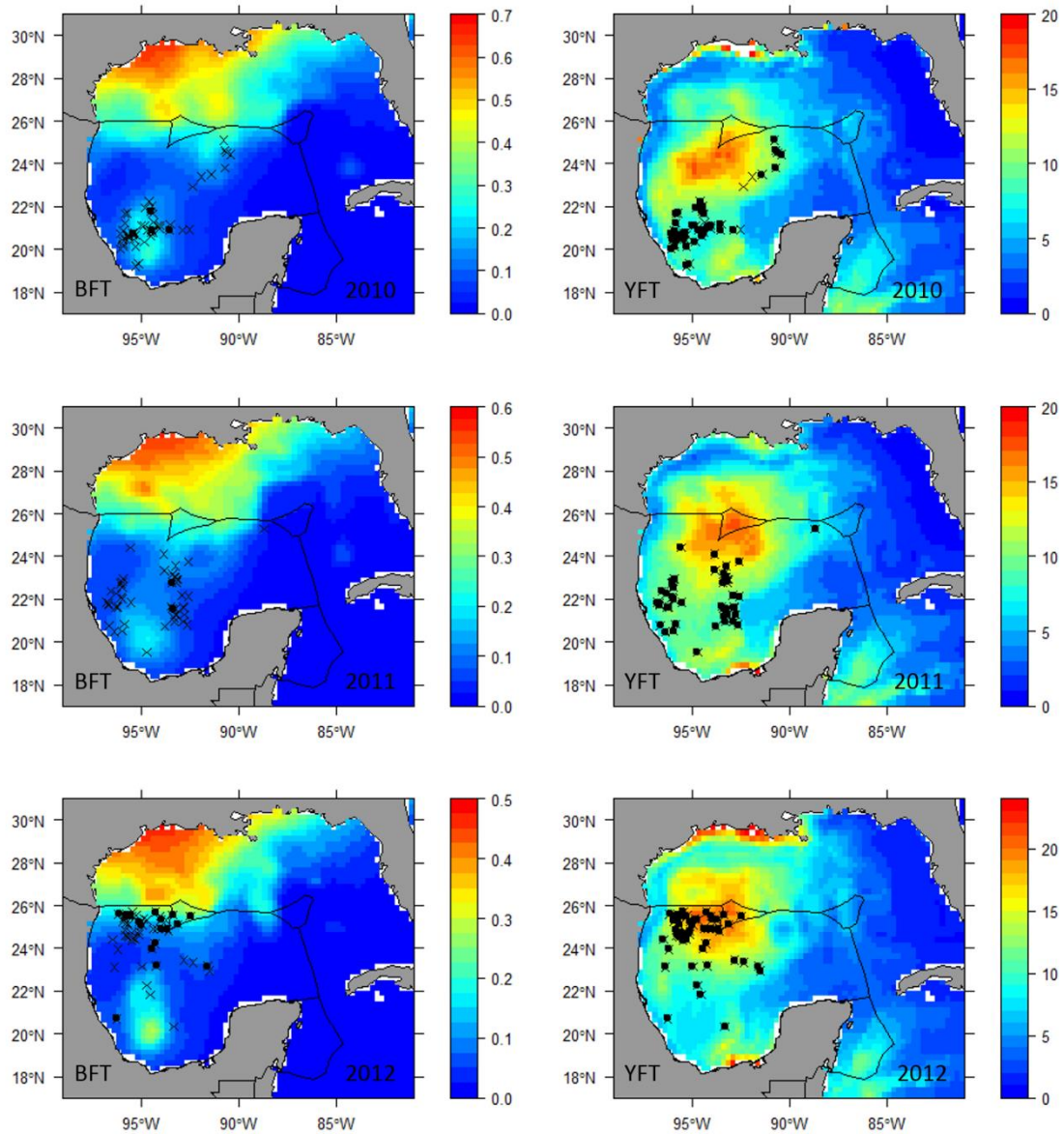


Figura 25. Probabilidad esperada de captura incidental de atún aleta azul del Atlántico (izquierda) y CPUE prevista de aleta amarilla (derecha) en el Golfo de México para las semanas 07-13 de marzo de 2010 (primera fila), 07-13 de marzo de 2011 (fila central) y 11-17 de marzo de 2012 (fila inferior). Los colores indican la probabilidad de capturar incidentalmente uno o más individuos de BFT (izquierda) y la CPUE prevista de YFT (derecha), los círculos indican la posición real de las capturas y las cruces la posición de los lances de pesca sin captura.

VII.4. Herramienta de asistencia al manejo dinámico de la pesquería de atún en el Golfo de México: TUNAGOM DSTool

La herramienta desarrollada permite obtener predicciones con una semana de antelación del hábitat preferencial del atún aleta azul y el atún aleta amarilla en aguas mexicanas del Golfo de México, así como definir a través del Índice de Aptitud de Pesca las áreas de especial importancia a la hora de establecer estrategias de manejo, como la relocalización del esfuerzo de pesca. Esta información es accesible a los diferentes actores involucrados en las acciones de manejo a través de una aplicación web interactiva. Esta aplicación desarrollada en Shiny permite la visualización en forma de mapas de las diferentes variables según la elección del usuario, así como la descarga de la información en formato geotiff para su posterior uso en otro tipo de aplicaciones como programas SIG (Fig. 26).

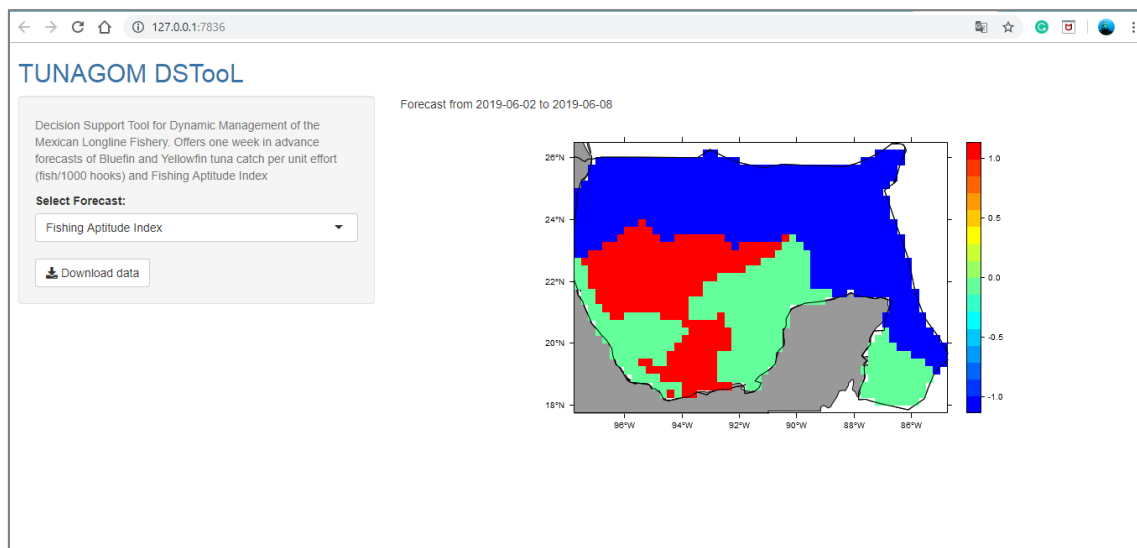


Figura 26. Interfase de la herramienta operacional de asistencia al manejo dinámico de la pesquería de atún en el Golfo de México TUNAGOM DSTool. Esta herramienta permite la visualización de las predicciones con una semana de antelación de la distribución de la CPUE de atún aleta azul y atún aleta amarilla, y el Índice de Aptitud de Pesca, y la descarga de la información en formato geotiff.

La gran mayoría de los esfuerzos de investigación en torno a los atunes aleta amarilla y aleta azul y su dinámica pesquera en México se han centrado en la pesquería de cerco del Pacífico debido a los volúmenes de captura involucrados y su impacto en la economía nacional (INAPESCA, 2006). Sin embargo, aunque la pesquería de palangre en el Golfo de México es relativamente menor en términos económicos, implica una situación delicada para algunas de las especies involucradas, como el atún aleta azul (ICCAT, 2017; Collette *et al.*, 2015), algunos tiburones pelágicos (Baun y Myers, 2004), o tortugas marinas (Lewison y Crowder, 2007), lo que pone de manifiesto la necesidad de abordarla en el trabajo de investigación. El análisis abordado en la parte inicial de este trabajo constituye la primera aproximación para entender y caracterizar la distribución del esfuerzo de pesca aplicado por los palangreros mexicanos en el GoM y la distribución de los atunes aleta amarilla y aleta azul. Esta información es necesaria para establecer las bases hacia el desarrollo de estrategias de manejo apropiadas, encaminadas a minimizar la captura incidental de estas especies, manteniendo al mismo tiempo los volúmenes de captura y el rendimiento económico.

Los resultados obtenidos sugieren patrones estacionales bien definidos en la distribución del esfuerzo de pesca, así como en la distribución de ambas especies de túnidos. El rendimiento general de la flota mostró un patrón recurrente a lo largo del periodo de estudio, después de que la actividad de la flota se consolidara alrededor de 1999. Los primeros años para los que se dispone de datos (1994-1998) pueden considerarse como un período de adaptación y desarrollo de la pesquería, debido, tanto a la alta variabilidad del esfuerzo registrado, como a la presencia de lagunas en los datos. El Plan de Ordenación Pesquera, aprobado en 2015 (DOF, 2015), considera que este período (1993-1998) mostró un comportamiento inestable derivado de la reanudación de la actividad pesquera, después de que esta fuera suspendida completamente en la década de 1980 por cuestiones administrativas, cuando la flota era propiedad del consorcio "Productos Pesqueros Mexicanos", empresa que fue privatizada a principios de la década de 1990. Aunque este período fue eliminado de los análisis posteriores, debería ser analizado en profundidad en

investigaciones futuras para obtener información sobre cómo se estableció la estrategia de pesca y los factores clave que se consideraron. Para este estudio, no se dispuso de información complementaria en relación a estas lagunas en los datos, lo que podría llevar, en caso de su utilización, a interpretaciones erróneas. Por ejemplo, Abad-Uribarren *et al.*, (2014) uno de los pocos estudios registrados, al no disponer de datos de esfuerzo pesquero y suponiendo una pesquería relativamente estable, señalaron 1997 como el año con las capturas de atún aleta azul más bajas; en este caso, sin embargo, los autores desconocían que no se habían registrado datos para los meses de mayor ocurrencia de la especie en la zona de estudio (febrero-marzo), lo que seguramente les llevo a subestimar la ocurrencia real, con el riesgo potencial de llegar a conclusiones cuestionables.

El YFT estuvo presente en el área de estudio durante todo el año, mostrando una variabilidad estacional menos marcada y un rango de distribución más amplio en todo el GoM en comparación con el BFT. Esto podría estar relacionado, además de por los requerimientos de hábitat mucho más generalizados exhibidos por el YFT, con un tamaño y densidad de población mucho mayores (Teo y Block, 2010). Espacialmente, los dos picos de abundancia relativa registrados durante junio y noviembre podrían estar asociados con migraciones reproductivas y tróficas, e incluso con cambios ontogénicos en el stock. Desafortunadamente no se tuvo acceso a registros de sexo y talla de los individuos capturados. El proceso de agregación observado a lo largo de la costa de Veracruz entre mayo y agosto pudiera estar determinado por la reproducción. Comunicaciones informales de los pescadores artesanales locales mencionan que el YFT realiza la puesta en el sistema de arrecifes de Veracruz durante los meses estivales. Aunque actualmente no hay evidencias científicas disponibles que soporten esta idea, algunos estudios apoyan esta evidencia anecdótica. Basándose en análisis histológicos, Arocha *et al.* (2000) determinaron que la puesta de YFT en la parte norte del GoM (cerca de la Corriente de Lazo) tiene lugar entre mayo y agosto. Por su parte, Brown-Peterson *et al.* (2014) y Cornic *et al.* (2017) reportaron puestas de YFT entre abril y agosto en el talud continental frente a las costas de Luisiana. Anteriormente, Olvera-Limas *et al.* (1988) encontraron densidades larvarias importantes en la parte suroccidental del GoM y en el sureste de la Península de Yucatán entre mayo y julio. Así mismo, se tienen registros históricos de agregaciones de reproductores de YFT, determinados por la presencia de altas concentraciones

larvarias (Yesaki, 1983; Boehlert y Mundy, 1994) o a través de métodos de identificación directa (Itano, 2000), en diferentes localizaciones como Filipinas o Hawái. Aparentemente, estas agregaciones están relacionados con una mayor disponibilidad de alimento. Las áreas altamente productivas, como la interfase pluma/océano del Río Mississippi en el GoM, se han relacionado también con niveles significativos de puesta de aleta amarilla (Grimes y Lang, 1992).

Las áreas de agregación de YFT y su tiempo de ocurrencia en este estudio son altamente consistentes con el escenario anterior, con valores máximos de CPUE junto con la ocurrencia de tormentas tropicales (Gutiérrez de Velasco y Winant, 1996) en un área influenciada por descargas de grandes ríos, todo lo cual impulsa la producción primaria (Monreal-Gómez *et al.*, 2004a). Aunque es probable que la distribución de YFT sea más amplia durante este período como en aguas de EE.UU. (Teo y Block, 2010), la agregación de reproductores puede llevar a la concentración del esfuerzo de pesca en esa zona (Sadovy y Erisman, 2011), por lo que sesgaría la distribución real. Considerando que el principal destino de las capturas es el mercado estadounidense de sushi (DOF, 2015), la proximidad de los caladeros a los principales puertos en estos meses -lo que reduce los tiempos de almacenamiento a bordo- y la calidad de la carne de los individuos en prepuesta, hacen que las capturas cumplan las normas de calidad de sushi requeridas para la exportación.

Una vez transcurrido este período de agregación, el esfuerzo de pesca se expande progresivamente hasta abarcar toda el área de estudio, asociado con una reducción en la abundancia de peces; como resultado, el YFT alcanza una extensa distribución espacial en marzo, coincidiendo con el pico de abundancia relativa del BFT. Entre medias sucede un segundo pico de abundancia relativa del YFT (noviembre), y aunque durante este periodo su distribución espacial abarca gran parte del área de estudio, muestra mayores abundancias relativas en la zona norte-central de la MEEZ mexicana, un patrón recurrente durante todo el periodo de estudio. Teo y Block (2010) registraron los valores más altos de CPUE de YFT en esta área, pero no encontraron factores ambientales específicos que forzaran esta distribución. Por lo tanto, plantear hipótesis sobre los principales procesos ecológicos que subyacen a este patrón de distribución es una tarea difícil. Cabe señalar que la abundancia relativa de YFT en esta zona puede ser mayor que la registrada, ya que el esfuerzo pesquero durante estos

meses, aunque distribuido por toda la cuenca, muestra puntos calientes frente a las costas de Veracruz y el Cañón de Campeche. Este patrón particular sugiere una probable diversificación de la actividad pesquera, ya que, a diferencia de otras pesquerías, los lances y artes de pesca con palangre pueden ajustarse fácilmente para capturar una especie en particular (Orbesen *et al.*, 2017), hacia especies de alto rendimiento económico como el BFT o el pez espada (*Xiphias gladius*). Cabe destacar que México ha incrementado el Total Admisible de Captura (TAC) de estas especies en los últimos años: hasta 95 t para el atún aleta azul, y 200 t para el pez espada (DOF, 2015).

El BFT está presente en el área de estudio principalmente entre noviembre y mayo, un intervalo temporal más estrecho que el reportado en aguas estadounidenses, que va de octubre a junio (Lutcavage *et al.*, 2013). La CPUE de atún aleta azul mostró una marcada variabilidad estacional, siendo febrero y marzo los meses de mayor abundancia relativa. Esta temporalidad está probablemente relacionada con el período principal de puesta, como lo confirma la presencia de hembras maduras desde finales de marzo hasta abril, recolectadas durante muestreos biológicos realizados por el Proyecto Grandes Pelágicos CICIMAR-IPN (Ortega-García, S., com. pers., 2018). Estos resultados son similares a los valores máximos de abundancia relativa en aguas estadounidenses, registrados en abril y mayo (Teo y Block, 2010), que se corresponden con la temporada de puesta en esa zona (Baglin, 1976; Teo *et al.*, 2007; Knapp *et al.*, 2014). Se observa entonces un retraso en la ocurrencia de la especie entre el norte y el sur del GoM, lo que sugiere que el BFT desova en aguas mexicanas uno o dos meses antes que en aguas estadounidenses. Lo anterior apoya la hipótesis propuesta por Lutcavage *et al.* (2013) sobre la dinámica reproductiva del stock oeste de BFT, que realizaría la puesta no sólo en primavera y en áreas conocidas, sino también en invierno en el sur del GoM y aguas adyacentes como el Mar Caribe. Estos autores sugieren que el BFT comienza a moverse hacia el Golfo en octubre, donde permanece como residente (Teo *et al.*, 2007; Galuardi *et al.*, 2010) hasta que se dan las condiciones óptimas para la puesta (Teo *et al.*, 2007). Esto puede explicar el retraso en el momento de la ocurrencia dentro del GoM, ya que las condiciones óptimas de puesta, principalmente la temperatura de la superficie del mar por encima de 24 °C, se alcanzan antes en la parte sur de la cuenca (Abad-Uribarren *et al.*, 2014).

Espacialmente, el BFT muestra una amplia distribución, que incluye una gran porción del área oceánica en el GoM occidental; estos resultados coinciden con el patrón espacial propuesto por Block *et al.* (2005) basado en datos de posición de marcas satelitales y datos de captura registrados por la flota palangrera norteamericana. Teniendo en cuenta la evolución en la distribución del esfuerzo de la flota mexicana, con una progresiva expansión hacia el norte a lo largo de la serie, en el GoM se pueden identificar dos áreas principales de distribución del BFT: una asociada al talud continental frente a las costas de Veracruz y Campeche, y la otra, de mayor importancia relativa, relacionada con el talud continental frente a las costas de Texas y Luisiana. Como señalan Teo *et al.* (2007), este comportamiento parece estar más relacionado, no con un uso directo del fondo, sino con la preferencia por áreas con giros de mesoescala que interactúan con la topografía del fondo marino. Varios estudios también han reportado relaciones potenciales entre la distribución de reproductores de BFT y giros de mesoescala (García *et al.*, 2005; Teo *et al.*, 2007; Teo y Block, 2010). Estos giros tienden a formarse a lo largo de las aguas del talud y son áreas de mayor productividad y aguas ligeramente más frías en comparación con las corrientes oceánicas cálidas del Golfo (Biggs y Müller-Karger, 1994; Monreal-Gómez *et al.*, 2004a; Teo *et al.*, 2007). La presencia de giros ciclónicos de mesoescala semipermanentes asociados con el talud continental ha sido registrada en áreas asociadas a las Bahías de Texas-Luisiana y Campeche (Zavala-Hidalgo *et al.*, 2003; Monreal-Gómez *et al.*, 2004a).

Una de las suposiciones de partida de este análisis fue una potencial segregación espacial entre las dos especies en momentos clave, lo que permitiría vedas espaciales temporales para evitar la captura incidental de reproductores de BFT sin afectar sustancialmente el rendimiento de la pesquería de YFT. Sin embargo, los resultados obtenidos indican un solapamiento considerable entre ambas especies, lo que pone de relieve la necesidad de desarrollar estrategias alternativas que conlleven una serie de análisis específicos. Como se aborda en la siguiente sección, la caracterización del hábitat oceanográfico de ambas especies en busca de una posible segregación de nichos oceanográficos a diferentes escalas espacio-temporales en aguas mexicanas, descritos anteriormente para otras zonas (Teo y Block, 2010; Hsu *et al.*, 2015), constituye un elemento fundamental para el desarrollo de estrategias de manejo efectivas (Bertrand y Díaz, 2008; Howell *et al.*, 2008). Un aspecto

positivo, a pesar de la superposición en la distribución de ambas especies, una situación esperable dada la naturaleza incidental de las capturas de BFT, es que los picos de BCPUE se registraron fuera del periodo de captura máximas de YFT, por lo que el efecto de cualquier medida de mitigación de captura incidental de BFT debería ser menos controvertido.

En resumen, este primer análisis permite constatar un claro patrón espacio-temporal del esfuerzo pesquero aplicado por la flota atunera mexicana en el GoM. Durante el período estival, de mayo a agosto, es mayor y se concentra espacialmente frente a las costas de Veracruz, probablemente dirigido hacia reproductores de YFT, mientras que, en los meses de invierno, entre diciembre y abril, este esfuerzo disminuye en un 30% y su distribución abarca una zona más amplia, seguramente diversificando el número de especies objetivo. El BFT es capturado durante este período, alcanzando su mayor abundancia relativa en marzo, probablemente asociado con el pico de puesta.

La identificación de los hábitats oceanográficos de una especie constituye información fundamental para los tomadores de decisiones para la implementación de vedas limitadas y eficientes, garantizar niveles adecuados de reclutamiento o incluso la recuperación de la población en caso de sobrepesca. La predicción del hábitat preferencial permite implementar esquemas de veda dinámicos en el espacio y en el tiempo, que son más eficientes que los sistemas tradicionales de veda estática. La caracterización del hábitat puede ayudar además a mejorar la evaluación de los stocks al aportar información sobre la distribución y los movimientos potenciales de la población. (Druon *et al.*, 2016). En este estudio, la caracterización de los hábitats preferenciales de la especie objetivo, el aleta amarilla, y el aleta azul como especie capturada incidentalmente, se mostró como un elemento de gran importancia de cara al desarrollo de estrategias de manejo eficientes, dada la poca viabilidad de cierres estáticos debido el fuerte grado de solapamiento observado entre la distribución de ambas especies. El modelo que presento un mejor ajuste para explicar la distribución del BFT, o mejor modelo para el BFT, coincide con investigaciones previas sobre la probabilidad de captura incidental BFT en el GoM. Los resultados son en gran medida coherentes con el estudio de Teo y Block (2010) realizado con datos similares en aguas estadounidenses. Aunque la temporada de puesta reconocida del BFT no comienza hasta principios de abril en el GoM

(Mather *et al.*, 1995; Teo *et al.*, 2007; Muhling *et al.*, 2010; Knapp *et al.*, 2014), los individuos adultos migran desde las zonas de alimentación del norte de los Estados Unidos y Canadá a esta región entre finales del otoño y la primavera (Stokesbury *et al.*, 2004; Block *et al.*, 2005). Como resultado de este comportamiento migratorio, la captura incidental de atún aleta azul en aguas mexicanas del GoM muestra una marcada estacionalidad, sucediendo principalmente de noviembre a mayo, con picos en febrero y especialmente en marzo a medida que se acerca la temporada reproductiva y los adultos se agregan para la puesta. Esta estacionalidad coincide con los registros previos de ocurrencia de la especie en el GoM (derivados de datos independientes de la pesca (Block *et al.*, 2005; Galuardi *et al.*, 2010; Wilson *et al.*, 2015). Los meses de máxima BCPUE mostraron un adelanto de aproximadamente un mes en relación a lo registrado en aguas de EE.UU., donde los picos de captura incidental se producen entre abril y mayo (Teo y Block; 2010), coincidiendo con la temporada de puesta (Mather *et al.*, 1995; Teo *et al.*, 2007; Muhling *et al.*, 2010; Knapp *et al.*, 2014). Este desfase temporal podría deberse al hecho de que las condiciones térmicas óptimas de puesta (Schaefer, 2001) se alcanzan antes en el sur de la cuenca. Este fenómeno se ha observado en el Mar Mediterráneo, donde el periodo de puesta se produce de mayo a julio, progresando gradualmente de este a oeste (Heinisch *et al.*, 2008; Druon *et al.*, 2011; Damalas y Megalofonou, 2012), asociado a los patrones espacio-temporales de calentamiento. Por tanto, la distribución de BFT está fuertemente desplazada hacia la parte occidental del área de estudio (Fig. 21). Como se ha sugerido anteriormente, debido a la sensibilidad de los atunes rojos a las altas temperaturas (Block *et al.*, 2005; Kitagawa *et al.*, 2006), las aguas cálidas de la Corriente del Golfo pueden actuar como una frontera térmica (Block *et al.*, 2005).

Durante los meses de mayor captura incidental, dos áreas mostraron tasas de captura incidental, más elevadas; la Bahía de Campeche, de menor importancia relativa, y el área centro-occidental del Golfo de México, concretamente una franja al norte de paralelo 24°N hasta aguas de Estados Unidos. La primera zona está vinculada a un mayor esfuerzo pesquero recurrente, mientras que la segunda podría estar asociada a una mayor abundancia relativa potencial, ya que el esfuerzo ejercido en ella se limitó a unos pocos años (2010 en adelante). La zona centro-occidental del GoM ya ha sido reportada como la principal área de puesta (Teo *et al.*, 2007; Knapp *et al.*, 2014), así como el área con mayores

abundancias relativas (Block *et al.*, 2005; Teo y Block, 2010), lo cual es reforzado por este estudio. Además, confirma una nueva área sensible, previamente observada por Block *et al.* (2005, Figura 2a), la Bahía de Campeche, a tener en cuenta en el desarrollo de estrategias de manejo para el BFT dentro del GoM, bajo el enfoque de su condición de Gran Ecosistema Marino (Cury *et al.*, 2008).

A diferencia del BFT, el YFT mostró una menor variabilidad estacional y una distribución espacial más amplia. Teo y Block (2010), que obtuvieron resultados similares, sugirieron que este patrón espacial podría responder al mayor tamaño y densidad poblacional del YFT. Como se observó en el análisis de la sección anterior, la variabilidad estacional de la CPUE de YFT estaba fuertemente relacionada con la dinámica espacio-temporal del esfuerzo de pesca, estando el pico de verano asociado a una concentración del esfuerzo de pesca frente a las costas de Veracruz, lo que sugiere una agregación del YFT en el área con fines reproductivos. Durante el pico del verano, la CPUE de YFT de la flota mexicana (más de 20 individuos por 1000 anzuelos) casi duplica la CPUE registrada en el mismo periodo en aguas de EE.UU. (12 individuos por 1000 anzuelos), indicando una mayor eficiencia de la flota o una mayor abundancia relativa de la especie en el sur del GoM. Se observaron también diferencias importantes durante años coincidentes entre los valores de BCPUE de BFT de la flota mexicana registrados en este estudio y los registrados por Teo y Block (2010) para la flota de EE.UU., diferencias que podrían estar fuertemente relacionadas con la dinámica del esfuerzo pesquero de la flota palangrera mexicana. Mientras que Teo y Block (2010) registraron valores promedio de BCPUE superiores a 0,4 individuos por 1000 anzuelos durante los meses pico, los resultados obtenidos en este estudio para los mismos meses no llegaron a superar valores de 0,1 individuos por 1000 anzuelos. Si bien en ambos modelos se reconoce al GoM centro-occidental como un área potencial de captura incidental durante estos meses, la flota mexicana aplicó un esfuerzo pesquero limitado en esta zona solo en años específicos. En contraste, durante febrero y marzo, cuando nuestro modelo define un área potencial mayor que incluye la zona de la Bahía de Campeche, donde el esfuerzo de pesca de los palangreros mexicanos mostró un comportamiento más estable en el tiempo, los valores de BCPUE observados fueron muy similares (alrededor de 0,15 y 0,3 individuos por 1000 anzuelos). Knapp *et al.* (2014), durante el muestreo biológico a bordo de palangreros de EE.UU. entre 2007 y 2009, también registraron capturas inferiores durante febrero y marzo en comparación

con abril y mayo. Estos resultados sugerirían una distribución del BFT más amplia durante los meses de invierno en comparación con una distribución más focalizada hacia la parte centro-occidental del Golfo durante la primavera.

Los resultados del modelo BFT son ampliamente consistentes con el conocimiento existente sobre las condiciones ambientales preferenciales para la ocurrencia del BFT en el GoM (Teo *et al.*, 2007; Teo y Block, 2010), especialmente con respecto a los datos de temperatura y altimetría, con una BCPUE más alta asociada con SLA negativas y condiciones de SST más frías. Arrizabalaga *et al.*, (2015) también encontraron preferencias ambientales similares para diferentes especies de atunes aleta azul en un amplio estudio que abarcó los océanos Atlántico, Pacífico e Índico. Aunque el rango térmico preferencial derivado del modelo es muy inferior al umbral de temperatura de puesta reconocido de 24°C (Schaefer, 2001), estimaciones recientes sitúan las condiciones térmicas del inicio de la temporada de puesta más cerca de los resultados obtenidos en el presente estudio (Alemany *et al.*, 2010; Gordoa y Carreras, 2014; Reglero *et al.*, 2018a, 2018b). Adicionalmente, se encontraron valores altos de BCPUE asociados a valores negativos de SLA, un indicador de giros ciclónicos de mesoescala. Los giros ciclónicos, ligados a una alta productividad (Biggs y Müller-Karger, 1994; Gasca, 2003), han sido reconocidos como áreas clave para la reproducción y reclutamiento de muchas especies de peces (Bakun, 2013; Condie *et al.*, 2011; Condie y Condie, 2016). Teo y Block (2010) señalan que estas áreas, además de constituir una importante fuente de alimento para las larvas de BFT, pueden servir para reducir el estrés térmico de los adultos resultante del proceso reproductivo. Por lo tanto, se plantea la hipótesis de que el BFT puede estar utilizando la parte sur del GoM, principalmente el área de la Bahía de Campeche, para reproducirse durante la temporada invernal, como sugieren Lutcavage *et al.* (2013). Esto podría ser confirmado si se consiguen muestras de adultos de invierno en la zona, línea que actualmente está desarrollándose por parte del laboratorio de grandes pelágicos del CICIMAR. Posteriormente, a medida que las condiciones ambientales se vuelven adecuadas, la actividad se desplazaría progresivamente hacia el norte, en concordancia con los resultados obtenidos por Druon *et al.* (2016), quienes definieron los hábitats potenciales de puesta en el GoM desde marzo-abril en el sur hasta abril-mayo en el norte. Esta hipótesis está respaldada por registros históricos puntuales de larvas de BFT en la región sur del GoM a

principios del mes de abril (Richards y Potthoff, 1980; McGowan y Richards, 1986; Olvera Limas *et al.*, 1988; Muhling *et al.*, 2011).

Cabe señalar que, en contraste con las opiniones anteriores que consideraban que el atún aleta azul visita zonas templadas dentro de un período de tiempo limitado para reproducirse, ahora se reconoce que los patrones de migración reproductiva del BFT son sustancialmente más complejos y flexibles (Wilson, 2005; Galuardi *et al.*, 2010; Abascal *et al.*, 2016). El uso de marcas electrónicas ha revelado que el BFT puede permanecer en el GoM durante varios meses (Galuardi *et al.*, 2010) y que los residentes durante el otoño y el invierno utilizan el área para alimentarse (Lutcavage *et al.*, 2013; Druon *et al.*, 2016). Por lo tanto, una mejora sustancial con respecto al modelo propuesto requeriría mayor información de campo sobre los tiempos de reproducción y alimentación en aguas mexicanas, donde ya se están realizando esfuerzos de investigación (Ortega-García, S., 2018, no publicado), con el fin de identificar y caracterizar de manera precisa los hábitats de reproducción y de alimentación.

En el caso del YFT, los resultados obtenidos por el modelo difieren de estudios previos en el GoM. Mientras que en el modelo desarrollado por Teo y Block (2010) ni la SST ni las SLA fueron consideradas como variables importantes, los resultados obtenidos en este trabajo sitúan estas dos variables, junto con la batimetría, como los principales determinantes de la distribución del YFT en aguas mexicanas del GoM. Los resultados relativos a la influencia de la EKE y la batimetría fueron coherentes con Teo y Block (2010). Estas discrepancias pueden estar determinadas por el periodo de tiempo considerado en ambos estudios, ya que Teo y Block (2010) abarcaron en su análisis los meses entre Marzo y Junio, meses con las mayores tasas de captura incidental de BFT en aguas de EEUU. Investigaciones previas han confirmado la influencia de la SST en la distribución del YFT (Schaefer *et al.*, 2007), pero debido a la alta diversidad en las áreas y periodos de estudio, la comparación de resultados es complicada y debe abordarse con precaución. Los resultados del presente estudio son consistentes con el trabajo de Arrizabalaga *et al.* (2015), quienes sugirieron una preferencia por aguas cálidas hasta los 30°C, utilizando datos de toda la franja tropical. Sus modelos también consideraron las SLA como variable ambiental significativa, sin embargo, sus resultados señalaron una preferencia por

anomalías negativas. De nuevo debe tenerse presente la dificultad de comparar resultados de estudios con diferentes escalas espacio-temporales.

El ajuste de los modelos difirió mucho entre ambas especies. Si bien el porcentaje de devianza explicada del modelo BFT puede considerarse aceptable, el pobre desempeño del modelo para el YFT es notable. Como ya se ha mencionado, se ensayaron diferentes familias de modelos además de la binomial negativa, entre otras Bernoulli y un enfoque Delta, pero no se observó mejoras relevantes en los resultados. Como el objetivo final de esta investigación es generar herramientas para sostener una estrategia de manejo destinada a minimizar la captura incidental de BFT y al mismo tiempo mantener o incrementar la captura de la especie objetivo a un nivel de esfuerzo pesquero determinado, es importante considerar la abundancia relativa potencial de YFT para poder establecer áreas de alta probabilidad de captura, lo que invalida el uso de modelos de presencia/ausencia para el YFT. Además, bajo el esquema de un sistema operativo para predecir la distribución de ambas especies se consideró conveniente, a efectos comparativos, el uso del mismo tipo de modelo. Como sugieren Guisan y Zimmermann (2000), no existe un mejor modelo, y la elección depende del objetivo del estudio, así como de la naturaleza de los datos disponibles. Hay que tener presente que este ejercicio constituye una primera aproximación, sobre la cual se pueden realizar mejoras a medida que se disponga de más datos.

A pesar del grado de precisión del modelo al pronosticar la BCPUE del aleta azul, explicado en parte por el fuerte sesgo a la izquierda en la distribución del número de individuos capturados incidentalmente en un lance de pesca positivo, el grado de correlación espacial entre las predicciones del modelo y el grupo de validación de los datos indica que el modelo puede discriminar con fiabilidad entre zonas de alta y baja probabilidad de captura incidental. Asimismo, la resolución temporal y espacial del estudio, datos puntuales agregados semanalmente, es adecuada a la hora de analizar procesos altamente dinámicos.

Pese a que los modelos se demuestran adecuados como base para el desarrollo de estrategias de manejo dinámico en la zona, se recomienda incrementar la eficiencia de los mismos ensayando otras técnicas de modelaje e/o incluyendo nuevas variables ambientales, incidiendo en variables derivadas que permitan identificar características oceanográficas como frentes productivos o estructuras

de mesoescala (Hobday y Hartog, 2014). Como señalan Hazen *et al.*, 2018, si bien ningún modelo es perfecto, el diseño iterativo y adaptable de los enfoques dinámicos de manejo, puede mejorar a medida que se dispone de nuevos datos y se desarrollan nuevas técnicas analíticas. Otro elemento importante de cara a futuras líneas de trabajo es que, si bien se observaron importantes similitudes con los resultados obtenidos por otros autores para aguas estadounidenses (Teo y Block, 2010), un análisis de los datos de ambas zonas bajo un mismo enfoque metodológico permitiría llegar a conclusiones más sólidas y poder desarrollar estrategias de manejo transnacionales, necesarias tanto por las características de la especie involucradas como por la condición de Gran Ecosistema Marino del GoM (Sherman y Duda, 1999; Duda y Sherman, 2002; Cury *et al.*, 2008).

La herramienta de asistencia al manejo permite obtener de forma automatizada pronósticos de los hábitats preferenciales con una antelación importante, integrar esa información en un elemento de fácil interpretación por los usuarios finales, IAP, y ofrece acceso a esta información de manera rápida y sencilla. La aplicación Shiny desarrollada como interfase interactiva resulta muy práctica, ya que permite la visualización instantánea de los diferentes datos, así como su descarga para su uso posterior. Actualmente el sistema se mantiene en una computadora personal que actúa a la vez como servidor, por lo que el acceso a la información de manera remota, vía web, está condicionado a la actividad de la misma. Una vez en manos de los organismos de manejo competentes, se podría abordar la posibilidad de publicar la aplicación en línea y a disposición de los usuarios finales, los distintos buques de la flota palangrera, con el fin de evaluar la viabilidad de una estrategia de relocalización del esfuerzo de pesca. Dependiendo de la funcionalidad de este primer enfoque se podría solicitar el acceso total a la base de datos de la pesquería para incluir, según la metodología descrita en este trabajo, el mayor número posible de especies involucradas. Las características de la pesquería mexicana de atún en el GoM, un número reducido de embarcaciones, y la cobertura del 100% de las maniobras de pesca por observadores científicos, hacen que esta pesquería se postule como un buen laboratorio para el desarrollo de un sistema integral de manejo dinámico.

Este estudio representa el primer análisis en profundidad para entender la distribución del BFT y el YFT, enfatizando su forzamiento ambiental, en aguas mexicanas del GoM. La herramienta de asistencia al manejo derivada constituye

un valioso punto de partida para el desarrollo de estrategias de manejo espacial dinámico similares a algunas ya implementadas en determinadas pesquerías (Hobday y Hartmann, 2006; Howell *et al.*, 2008; Hobday *et al.*, 2010; Hazen *et al.*, 2016; Hazen *et al.*, 2018), que han demostrado su eficacia en la reducción de la captura incidental con un menor impacto socioeconómico que las vedas espacio/temporales estáticas (O'Keefe *et al.*, 2013; Dunn *et al.*, 2016).

IX. CONCLUSIONES

La pesquería de atún en el Golfo de México mostró un patrón de comportamiento estacional recurrente; un esfuerzo pesquero alto y focalizado frente a las costas de Veracruz durante los meses de verano, con una importante reducción durante los meses de invierno, cuando su distribución espacial fue mucho más amplia abarcando gran parte de la porción oeste de las aguas mexicanas del Golfo de México.

La captura incidental de atún aleta azul, *Thunnus thynnus*, tuvo lugar principalmente de noviembre a mayo abarcando gran parte de la porción oeste de la Zona Económica Exclusiva mexicana del Golfo de México y aguas internacionales aledañas sin un patrón espacial definido. Exhibió una marcada estacionalidad, alcanzando los valores más altos de captura incidental por unidad de esfuerzo (BCPUE) en febrero y marzo.

Dos zonas presentaron tasas relativas de captura incidental de atún aleta azul más altas, la Bahía de Campeche y el área centro-occidental del GoM. Esta distribución estuvo fuertemente condicionada por la dinámica espacial del esfuerzo pesquero.

Las mayores abundancias relativas de atún aleta azul, *T. thynnus*, se asociaron significativamente a áreas con anomalías negativas del nivel del mar y bajas temperaturas superficiales, características de giros ciclónicos.

La especie objetivo de la pesquería, el atún aleta amarilla, *Thunnus albacares*, estuvo presente en el área durante todo el año, mostrando la captura por unidad de esfuerzo un patrón espacio-temporal recurrente, fuertemente asociado a la dinámica del esfuerzo pesquero, y un hábitat ambiental mucho más amplio que el atún aleta azul.

La pesquería mexicana de atún en el GoM mostró valores de captura incidental de BFT (BCPUE) inferiores a los registrados para la flota de USA, siendo por tanto su influencia menor en el deterioro del stock.

La herramienta de asistencia al manejo desarrollada integra la capacidad predictiva de los modelos de distribución junto con pronósticos de datos

oceanográficos derivados de modelos oceánicos, para identificar con una semana de antelación las zonas de pesca adecuadas bajo los criterios de manejo de reducir la captura incidental y mantener o incrementar los niveles actuales de captura, y permite que esta información se distribuya de una manera rápida y sencilla a los diferentes actores involucrados en el manejo de la pesquería.

Los resultados de este estudio ofrecen un avance fundamental hacia el desarrollo de estrategias de manejo dinámico que permitan reducir la captura incidental de atún aleta azul, *T. Thunnus*, el Golfo de México, una de sus principales áreas de reproducción.

X. BIBLIOGRAFÍA

- Abad-Uribarren, A. (2011). Distribución y preferencias oceanográficas del atún aleta azul *Thunnus thynnus* (Linnaeus, 1758) en el Golfo de México. Tesis de Maestría, Universidad Veracruzana, México.
- Abad-Uribarren, A., Meiners, C., Ramírez-López, K., Ortega-García, S. (2014). Bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) bycatch dynamics and its relation with environmental variability in Mexican waters of the Gulf of México. *Collective Volume of Scientific Papers. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas*, 70 (2), 684-698.
- Abascal, F.J. (2004) Biología reproductiva del atún rojo atlántico, *Thunnus thynnus* (L.), en el Atlántico Oriental y el Mediterráneo. Tesis de Doctorado, Universidad de Cádiz, España.
- Abascal, F.J., Medina, A., De La Serna, J.M., Godoy, D., Aranda, G. (2016). Tracking bluefin tuna reproductive migration into the Mediterranean Sea with electronic pop-up satellite archival tags using two tagging procedures. *Fisheries Oceanography*, 25(1), 54-66. <https://doi.org/10.1111/fog.12134>
- Aguirre, R. (2002). *Los mares mexicanos a través de la percepción remota III.1*. Instituto de Geografía, UNAM. Editorial Plaza y Valdés, S.A. de C.V. México DF, México. 93 pp.
- Akaike, H. (1974). A New Look at the Statistical Model Identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19, 716-723. <http://dx.doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705>
- Aleman, F., Quintanilla, L., Velez-Belchi, P., García, A., Cortés, D., Rodríguez, J.M.,..., y López-Jurado, J.L. (2010). Characterization of the spawning habitat of Atlantic bluefin tuna and related species in the Balearic Sea (western Mediterranean). *Progress in Oceanography*, 86, 21–38. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2010.04.014>
- Alvera-Azcárate, A., Barth, A., Beckers, J.M., Weisberg, R. H. (2007). Multivariate reconstruction of missing data in sea surface temperature, chlorophyll and wind satellite fields. *Journal of Geophysical Research*, 112, C03008.

- Alvera-Azcárate, A., Barth, A., Rixen, M., Beckers, J-M. (2005). Reconstruction of incomplete oceanographic data sets using Empirical Orthogonal Functions. Application to the Adriatic Sea surface temperature. *Ocean Modelling*, 9, 325–346. <https://doi.org/10.1016/j.ocemod.2004.08.001>
- Amande, M.J., Lennert-Cody, C., Bez, N., Hall, M. Chassot, E. (2010). How much sampling coverage affects bycatch estimates in purse seine fisheries? *IOTC Proceedings IOTC-2010-WPEB-20*, 16 pp.
- Amante, C. y Eakins, B.W. (2009). ETOPO1 1 Arc-Minute Global Relief Model: Procedures, Data Sources and Analysis. NOAA Technical Memorandum NESDIS NGDC-24. National Geophysical Data Center, NOAA.
- Araújo, M.B. y Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 33, 1677 -1688. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01584.x>
- Aranda, G., Abascal, F.J., Varela, J.L., Medina, A. (2013). Spawning behavior and post-spawning migration patterns of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) ascertained from satellite archival tags. *PLoS ONE* 8(10): e76445. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0076445>
- Arocha, F., Lee, D.W., Marciano, L.A. y Marciano, J.S. (2000). Preliminary studies on the spawning of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the western Central Atlantic. *Collective Volume of Scientific Papers. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas*, 51(2), 538-551.
- Arocha, F., Lee, D.W., Marciano, L., Marciano, J.S. (2001). Update information on the spawning of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the western central Atlantic. *International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas, Collective Volume of Scientific Papers*, 52(1), 167-176.
- Arrizabalaga, H., Murua, M., Majkowski, J. (2012). Global status of tuna stocks: summary sheets. *Revista de Investigación Marina, AZTI-Tecnalia*, 19(8), 645-676.
- Arrizabalaga, A., Dufour, F., Kell, L., Merinoa, G., Ibaibarriaga, L., Chust, G.,..., y Bonhomeau, S. (2015). Global habitat preferences of commercially valuable tuna. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in*

- Austin, M.P. (1999). The potential contribution of vegetation ecology to biodiversity research. *Ecography*, 22, 465–484.
- Baglin, R.E. (1976). A preliminary study of the gonadal development and fecundity of the western Atlantic bluefin tuna. *Collective Volume of Scientific Papers. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas*, 5 (2), 279-289.
- Baglin, R.E. (1982). Reproductive biology of western Atlantic bluefin tuna. *Fishery Bulletin* 80, 121-134.
- Bahn, V., y McGill, B. J. (2013). Testing the predictive performance of distribution models. *Oikos*, 122(3), 321–331. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2012.00299.x>
- Bailleul, F., Cotté, C., Guinet, C. (2010). Mesoscale eddies as foraging area of a deep-diving predator, the southern elephant seal. *Marine Ecology Progress Series*, 408, 251–264. <https://doi.org/10.3354/meps08560>
- Bakun, A. (2013). Ocean eddies, predator pits and bluefin tuna: implications of an inferred “low risk–limited payoff” reproductive scheme of a (former) archetypical top predator. *Fish and Fisheries*, 14, 424–438. <https://doi.org/10.1111/faf.12002>
- Barry, S., y Welsh, A. (2002). Generalized additive models and zero inflated count data. *Ecological Modelling*, 157, 179-188. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00194-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00194-1)
- Baun, J.K. y Myers, R.A. (2004). Shifting baselines and the decline of pelagic sharks in the Gulf of México. *Ecology Letters*, 7, 135–145. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2003.00564.x>
- Beckers, J.M. y Rixen, M. (2003). EOF calculations and data filling from incomplete oceanographic data sets. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 20(12), 1839-1856.

- Beckers J.-M., Barth A., Alvera-Azcarate, A. (2006). DINEOF reconstruction of clouded images including error maps. Application to the Sea Surface Temperature around Corsican Island. *Ocean Science*, 2, 183-199. <https://doi.org/10.5194/os-2-183-2006>
- Beerkircher, L., Brown, C.A., Restrepo, V. (2009). Pelagic Observer Program data summary, Gulf of México Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus*) spawning season 2007 and 2008; and Analysis of observer coverage levels. *NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-588*.
- Bellido, J.M., Brown, A.M., Valavanis, V.D., Giráldez, A., Pierce, G.J., Iglesias, M., & Palialexis, A. (2008). Identifying essential fish habitat for small pelagic species in Spanish Mediterranean waters. *Hydrobiologia*, 612, 171–184. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9481-2>
- Bertrand, A., Josse, E., Bach, P., Gros, P., Dagorn, L. (2002). Hydrological and trophic characteristics of tuna habitat: consequences on tuna distribution and longline catchability. *Canadian Journal of Aquatic and Fisheries Sciences* 59, 1002–1013.
- Bertrand, S. y Diaz, E. (2008). Patterns in the spatial distribution of Peruvian anchovy (*Engraulis ringens*) revealed by spatially explicit fishing data. *Progress in Oceanography*, 79, 379-389. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pocean.2008.10.009>
- Biggs, D.C. (1992). Nutrients, plankton, and productivity in a warm-core ring in the western Gulf of México. *Journal of Geophysical Research* 97, 2143-2154. <https://doi.org/10.1029/90JC02020>
- Biggs, D.C. y Müller-Karger, F.E. (1994). Ship and satellite observations of chlorophyll stocks in warm- and cold- core rings in the western Gulf of México. *Journal of Geophysics Research*, 99, 7371-7384. <https://dx.doi.org/10.1029/93JC02153>
- Block, B.A., Keen, K.E., Castillo, B., Dewar, H., Freund, E.V., Marcinek, D.J., Brill, R.W., Farwell, C. (1997). Environmental preferences of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) at the northern extent of its range. *Marine Biology*, 130: 119–132.

- Block, B.A., Dewar, H., Blackwell, S.B., Williams, T.D., Prince, E.D., Farwell, C.J.,..., y Fudge, D. (2001). Migratory Movements, Depth Preferences, and Thermal Biology of Atlantic Bluefin Tuna. *Science*, 293, 1310-1314. <https://dx.doi.org/10.1126/science.1061197>
- Block, B.A., Teo, S.L.H., Walli, A., Boustany, A., Stokesbury, M.J.W., Farwell, C.J. Weng, K.C., Dewar, H., Williams, T.D. (2005). Electronic tagging and population structure of Atlantic bluefin tuna. *Nature*, 434, 1121-1127. <https://dx.doi.org/10.1038/nature03463>
- Boehlert, G.W. y Mundy, B.C. (1994). Vertical and onshore-offshore distributional patterns of tuna larvae in relation to physical habitat features. *Marine Ecology Progress Series*, 107, 1-13. <https://dx.doi.org/10.3354/meps107001>
- Brown-Peterson, N.S., Franks, J.S., Gibson, D.M., Marshall, C. (2014). Aspects of the reproductive biology of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the northern Gulf of México. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 66, 509-510.
- Chasot, E., Bonhommeau, S., Reygondeau, G., Nieto, K., Polovina, J.J., Huret, M., Dulvy, N.K., Demarcq, H. (2011). Satellite remote sensing for an ecosystem approach to fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 68 (4): 651-666.
- Cheung, W.W., Jones, M.C., Reygondeau, G., Stock, C.A., Lam, V.W., Frölicher, T.L. (2016). Structural uncertainty in projecting global fisheries catches under climate change. *Ecological Modelling*, 325, 57–66. <https://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.12.018>
- Coelho, R., Fernandez-Carvalho, J., Santos, M. N. (2013). A review of methods for assessing the impact of fisheries on sea turtles. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 69, 1828-1859.
- Collette, B.B., Wells, D., Abad-Uribarren, A. (2015). *Thunnus thynnus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015. Extraído de <http://www.iucnredlist.org/details/21860/25>

- Comisión Europea. (2008). Roadmap for Maritime Spatial Planning: Achieving Common Principles in the EU. Communication from the Commission: COM(2008)791 final, 12 pp.
- Condie, S., y Condie, R. (2016). Retention of plankton within ocean eddies. *Global Ecology and Biogeography*, 25, 1264-1277. <https://doi.org/10.1111/geb.12485>
- Condie, S.A., Mansbridge, J.V., y Cahill M.L. (2011). Contrasting local retention and cross-shore transports of the East Australian Current and the Leeuwin Current and their relative influences on the life histories of small pelagic fishes. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 56, 606-615. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2010.06.003>
- Cornic, M., Smith, B.L., Kitchens, L.L., Alvarado-Bremer, J.R., Rooker, J.R. (2017). Abundance and habitat associations of tuna larvae in the surface water of the Gulf of México. *Hydrobiologia*, 806(1), 29-46. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-017-3330-0>
- Cort, J. L., Deguara, S., Galaz, T., Mèlich, B., Artetxe, I., Arregi, I.,..., y Idrissi M. (2013). Determination of Lmax for Atlantic bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (L.), from meta-analysis of published and available biometric data. *Reviews in Fisheries Science*, 21(2), 181–212.
- Cruz, M. J., Machete, M., Menezes, G., Rogan, E., & Silva, M. A. (2018). Estimating common dolphin bycatch in the pole-and-line tuna fishery in the Azores. *PeerJ*, 6, e4285. <https://doi.org/10.7717/peerj.4285>
- Cury, PM., Shin, Y-J., Planque, B., Durant, J.M., Fromentin, J.M., Kramer-Schadt, S, *et al.* (2008). Ecosystem oceanography for global change in fisheries. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(6), 338-346. <http://doi.org/10.1016/j.tree.2008.02.005>
- Damalas, D. y Megalofonou, P. (2012). Discovering where bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, might go: using environmental and fishery data to map potential tuna habitat in the eastern Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 76, 691-704. <https://doi.org/10.3989/scimar.03679.26A>

- De Lanza-Espino, G. y Gómez-Rojas, J.C. (2004). Características físicas y químicas del Golfo de México. Pp. 103-132. En: Caso *et al.* (eds.). Diagnóstico ambiental del Golfo de México. Instituto Nacional de Ecología, México D.F., México. 1047 pp.
- Diaha, N.C., Zudaire, I., Chassot, E., Pecoraro, C., Bodin, N., Amande, M.J., Dewals, P., *et al.* (2015). Present and future of reproductive biology studies of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Atlantic Ocean. *International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas, Collective Volume of Scientific Papers*, 71, 489-509.
- Diaz, G.A. (2011). A Revision of Western Atlantic Bluefin Tuna Age of Maturity Derived from Size Samples Collected by the Japanese Longline Fleet In the Gulf of México (1975-1980). *International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas, Collective Volume of Scientific Papers*, 66(3), 216-1226.
- Ding, Y.Z., Wei, Z.H., Mao, Z.H., Wang, X.F., Pan, D.L. (2009). Reconstruction of incomplete satellite SST data sets based on EOF method. *Acta Oceanologica Sinica*, 28 (2), 36-44.
- DOF. (2015). Acuerdo por el que se da a conocer el plan de manejo pesquero de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Golfo de México. Diario Oficial de la Federación, México DF, México, 11 de mayo de 2015.
- DOF. (2016). Acuerdo por el que se establece la cuota de captura para el aprovechamiento del marlín azul (*Makaira nigricans*) y el marlín blanco (*Tetrapturus* spp), en aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe para los años 2016, 2017 y 2018. Diario Oficial de la Federación, México DF, México, 4 de agosto de 2016.
- Dreyfus-León M. y Robles-Ruiz M. (2006). Atún del Océano Pacífico. Pp. 41-61. En: Arreguin-Sanchez *et al.* (Eds.). Sustentabilidad y Pesca Responsable en México. Evaluación y Manejo. Instituto Nacional de la Pesca (INAPESCA), México DF. 560 pp.
- Drexler, M. y Ainsworth, C. H. (2013) Generalized Additive Models Used to Predict Species Abundance in the Gulf of México: An Ecosystem Modelling

- Druon, J-N., Fromentin, J-M., Aulanier, F., Heikkonen, J. (2011). Potential feeding and spawning habitats of Atlantic bluefin tuna in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 439, 223-240. <https://doi.org/10.3354/meps09321>
- Druon, J-N., Fromentin, J-M., Hanke, A. R., Arrizabalaga, H., Damalas, D., Tičina, V.,..., y Addis, P. (2016). Habitat suitability of the Atlantic bluefin tuna by size class: An ecological niche approach. *Progress in Oceanography*, 142, 30-46. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2016.01.002>
- Duda, A.M. y Sherman, K. (2002). A new imperative for improving management of large marine ecosystems. *Ocean Coastal Management*, 45, 797-833. [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(02\)00107-2](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(02)00107-2)
- Dunn, D.C., Kot, C.Y., Halpin, P.N. (2008). A comparison of methods to spatially represent pelagic longline fishing effort in catch and bycatch studies. *Fisheries Research*, 92, 268-276.
- Dunn, D.C., Boustany, A.M., Halpin, P.N. (2011). Spatio-temporal management of fisheries to reduce by-catch and increase fishing selectivity. *Fish and Fisheries*, 12(1), 110-119.
- Dunn, D. C., Maxwell, S. M., Boustany, A. M., Halpin, P. N. (2016). Dynamic ocean management increases the efficiency and efficacy of fisheries management. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(3), 668-73. <https://doi.org/10.1073/pnas.1513626113>
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J.,..., y Zimmermann N.E. (2006). Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography*, 29, 129–151.

- Elith, J. y Leathwick, J.R. (2009). Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40:677–97.
- Elith, J., Leathwick, J.R., Hastie, T. (2008). A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*, 77(4), 802-813. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01390.x>
- Epperly, S.P. (2003). Fisheries-related mortality and turtle excluder devices (TEDs). En: Lutz P.L., et al. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles* (Vol. 2), pp. 339–354, CRC Press.
- Escobar-Briones, E., Estrada-Santillán, E.L., y Legendre, P. (2008). Macrofaunal density and biomass in the Campeche Canyon, southwestern Gulf of México. The Deep Gulf of México Benthos Program. *Deep Sea Research Part II Topical Studies in Oceanography*, 55, 2679-2685. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2008.07.017>
- Estrada, J. A., Lutcavage, M. E., Thorrold S. R. (2005). Diet and trophic position of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) inferred from stable carbon and nitrogen isotopes. *Marine Biology*, 147, 37–45. <https://doi.org/10.1007/s00227-004-1541-1>
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. (2005). Evaluación de Condiciones y Tendencias (Libro en línea). World Resources Institute, Washington, D.C.
- FAO. (2011). The state of world fisheries and aquaculture 2010. FAO Documentation Group, Roma, Italia. 176 pp.
- FAO. (2016). Aquatic Species Distribution Maps. FAO aquatic species distribution map of *Thunnus albacares*. Obtenido de: <http://www.fao.org/geonetwork/>
- FAO. (2018). FAO anuario. Estadísticas de pesca y acuicultura 2016. FAO Documentation Group, Roma. 104pp.
- Fawcett, T. (2006). An introduction to ROC analysis. *Pattern Recognition Letters*, 27, 861-874. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2005.10.010>

- Fromentin, J-M. (2009). Lessons from the past: investigating historical data from bluefin tuna fisheries. *Fish and Fisheries*, 10(2), 197-216. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00311.x>
- Fromentin, J-M., y Powers, J.E. (2005). Atlantic bluefin tuna: population dynamics, ecology, fisheries and management. *Fish and Fisheries*, 6, 281–306. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2005.00197.x>
- Galuardi, B., Royer, F., Golet, W., Logan, J., Neilson, J., Lutcavage, M. (2010). Complex migration routes of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) question current population structure paradigm. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67, 966–976. <http://dx.doi.org/10.1139/F10-033>
- Game, E.T., Grantham, H.S., Hobday, A.J., Pressey, R.L., Lombard, A.T., Beckley, L.E., Gjerde, K., et al. (2009). Pelagic protected areas: the missing dimension in ocean conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 24, 360–369.
- Ganzedo, U., Alvera-Azcárate, A., Esnaola, G., Ezcurra A., Sáenz, J. (2011). Reconstruction of sea surface temperature by means of DINEOF: a case study during the fishing season in the Bay of Biscay. *International Journal of Remote Sensing*, 32, 933-950. <https://doi.org/10.1080/01431160903491420>
- Ganzedo, U., Erdaide O., Trujillo-Santana A., Alvera-Azcárate A., Castro J. J. (2013). Reconstruction of spatiotemporal capture data by means of orthogonal functions: the case of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the central-east Atlantic. *Scientia Marina*, 77, 575-584. <https://doi.org/10.3989/scimar.03881.07A>
- García, S.M., Zerbi, A., Aliaume, C., Do Chi, T., Lasserre, G. (2003). The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. FAO Fisheries Technical Paper 443. 71 pp.
- Garcia, A., Alemany, F., Velez-Belchí, P., López-Jurado, J.L., Cortés, D., De la Serna, J.M., et al. (2005). Characterization of the bluefin tuna spawning

habitat off the Balearic archipelago in relation to key oceanographic features and associated environmental conditions. *Collective Volume of Scientific Papers. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas*, 58(2), 535-549.

Gardner, B., Sullivan, P., Epperly, S., & Morreale, S. (2008). Hierarchical modeling of bycatch rates of sea turtles in the western North Atlantic. *Endangered Species Research*, 5, 279–289. <http://doi.org/10.3354/esr00105>

Garrison, L.P. y Stokes, L. (2014). Estimated bycatch of marine mammals and sea turtles in the U.S. Atlantic Pelagic Longline Fleet during 2013. *NOAA Technical Memorandum*, NMFS-SEFSC 672. <http://doi.org/10.7289/V50C4SQB>

Gasca, R. (2003). Hyperiid amphipods (Crustacea: Peracarida) and Spring Mesoscale Features in the Gulf of México. *Marine Ecology*, 24, 303-317. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0485.2003.00834.x>

Gordoa, A., & Carreras, G. (2014). Determination of temporal spawning patterns and hatching time in response to temperature of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in the western Mediterranean. *Plos One*, 9(3), e906919. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090691>

Graham, J.B. y Dickson, B. (2004). Tuna comparative physiology. *Journal of Experimental Biology*, 207(23), 4015-4024.

Grimes, C. y Lang, K. (1992). Distribution, abundance, growth, mortality, and spawning dates of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, larvae around the Mississippi river discharge plume. *Collective Volume of Scientific Papers. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas*, 38(2), 177-194.

Guisan, A. y Zimmermann, N.E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147-186.

Guisan, A. y Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8, 993-1009.

- Gutiérrez de Velasco, G. y Winant, C.D. (1996). Seasonal patterns of wind stress and wind stress curl over the Gulf of México. *Journal of Geophysical Research*, 101, 18127-18140. <https://dx.doi.org/10.1029/96JC01442>
- Hall, M.A. (1998). An ecological view of the tuna dolphin problem: impacts and trade-offs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 8, 1-34.
- Hall, M.A., Alverson, D.L., Metuzals, K.I. (2000). Bycatch: problems and solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 41, 204–219.
- Hall, S.J. y Mainprize, B. (2004). Towards ecosystem-based fisheries management. *Fish and Fisheries*, 5(1), 1–20.
- Hamazaki, T. (2002). Spatiotemporal prediction models of cetacean habitats in the mid- western North Atlantic Ocean (from Cape Harteras, North Carolina, USA. to Nova Scotia, Canada). *Marine Mammal Science*, 18, 920-939.
- Hartog, J.R., Hobday, A.J., Matear, R., 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 II*, 58, 746-752.
- Hastie, T.J. y Tibshirani, R.J. (1990). Generalized Additive Models. Chapman and Hall, London, 335 pp.
- Hazen, E. L., Palacios, D. M., Forney, K. A., Howell, E. A., Becker, E., Hoover, A. L., ..., y Bailey, H. (2016). WhaleWatch: A dynamic management tool for predicting blue whale density in the California Current. *Journal of Applied Ecology*, 54, 1415–1428. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12820>
- Hazen, E. L., Scales, K. L., Maxwell, S. M., Briscoe, D. K., Welch, H., Bograd, S. J., ... , y Lewison, R. L. (2018). A dynamic ocean management tool to reduce bycatch and support sustainable fisheries. *Science Advances*, 4(5), eaar3001. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aar3001>
- Heinisch, G., Corriero, A., Medina, A., Abascal, F. J., Serna, J. De, Antonio, R. V.,..., y Gordin, H. (2008). Spatial – temporal pattern of bluefin tuna

- (*Thunnus thynnus* L. 1758) gonad maturation across the Mediterranean Sea. *Marine Biology*, 154, 623–630. <https://doi.org/10.1007/s00227-008-0955-6>
- Heywood, K., Mcdonagh, E.L., & White, M. A. (1994). Eddy kinetic energy of the North Atlantic subpolar gyre from satellite altimetry. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 99(C11), 22525. <https://doi.org/10.1029/94JC01740>
- Hilborn, A., y Costa, M.P.F. (2018). Applications of DINEOF to satellite-derived chlorophyll a from a productive coastal region. *Remote Sensing* 10(9):1449. <https://doi.org/10.3390/rs10091449>
- Hobday, A.J. y Hartmann, K. (2006). Near real-time spatial management based on habitat predictions for a longline bycatch species. *Fisheries Management and Ecology*, 13, 365–380. <https://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2400.2006.00515.x>
- Hobday, A.J., Flint, N., Stone, T., Gunn, J.S. (2009). Electronic tagging data supporting flexible spatial management in an Australian longline fishery. En: Nielsen J.L., Arrizabalaga H., Fragoso N., Hobday A. Lutcavage M. y Sibert J. (Eds.) *Tagging and Tracking of Marine Animals with Electronic Devices. Reviews: Methods and Technologies in Fish Biology and Fisheries* 9.
- Hobday, A.J., Hartog, J.R., Timmiss, T., Fielding, J. (2010). Dynamic spatial zoning to manage southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*) capture in a multi-species longline fishery. *Fisheries Oceanography*, 19(3), 243-253. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2010.00540.x>
- Hobday, A.J., Hartog, J.R., Spillman, C.M., Alves, O. (2011). Seasonal forecasting of tuna habitat for dynamic spatial management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68(5): 898-911. <https://doi.org/10.1139/f2011-031>
- Hobday, A.J., y Hartog, J.R. (2014). Derived ocean features for dynamic ocean management. *Oceanography*, 27(4), 134–145. <http://dx.doi.org/10.5670/oceanog.2014.92>

- Hobday, A.J., Maxwell, A.S., Forgie, B.J., McDonald, C.J., Darby, D.M., Seta, C.K. et al. (2014). Dynamic ocean management: Integrating scientific and technological capacity with law, policy and management. *Stanford Environmental Law Journal*, 33(2), 125–165.
- Hobday, A.J., Hartog, J.R., Spillman, C.M., Payne, M., MacKenzie, B., Tommasi, D. (2017). Predicting ecosystems for managing a dynamic ocean. Extraído de <http://ices.dk/news-and-events/news-archive/news/Pages/Predicting-ecosystems-for-managing-a-dynamic-ocean.aspx>
- Hoffmann, E. y Pérez-Ruzafa, A. (2008). Marine Protected Areas as a tool for fishery management and ecosystem conservation: an introduction. *ICES Journal of Marine Science*, 66, 1-5.
- Hooker, S.K., Canadas, A., Hyrenbach, K.D., Corrigan, C., Polovina, J.J., Reeves, R.R. (2011). As we see it: Making protected area networks effective for marine top predators. *Endangered Species Research*, 13, 203-218. <http://dx.doi.org/10.3354/esr00322>
- Hoolihan, J. P., Wells, R. J. D., Luo, J., Falterman, B., Prince, E. D., Rooker, J. R. (2014). Vertical and Horizontal Movements of Yellowfin Tuna in the Gulf of México. *Marine and Coastal Fisheries* 6(1): 211-222. <https://doi.org/10.1080/19425120.2014.935900>
- Howell, E. A., Kobayashi, D. R., Parker, D.M., Polovina, J.J. (2008). TurtleWatch: a tool to aid in the bycatch reduction of loggerhead turtles *Caretta caretta* in the Hawaii-based pelagic longline fishery. *Endangered Species Research* 5, 267-278. <https://doi.org/10.3354/esr00096>
- Hsu, A.C., Boustany, A.M., Roberts, J.J., Chang, J-H., Halpin, P.N. (2015). Tuna and swordfish catch in the U.S. northwest Atlantic longline fishery in relation to mesoscale eddies. *Fisheries Oceanography*, 24(6), 508–520. <https://doi.org/10.1111/fog.12125>
- ICCAT. (2014). Report of the 2014 ICCAT Atlantic bluefin tuna stock assessment session. Madrid, Spain, 22-27 September, 2017. *International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas, Collective Volume of Scientific Papers*, 178 pp.

- ICCAT. (2007). Report of the 2006 ICCAT Atlantic bluefin tuna stock assessment session. Madrid, Spain, 12-18 June, 2006. *International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas, Collective Volume of Scientific Papers*, 60, 652-880.
- ICCAT. (2017). Report of the 2017 ICCAT bluefin stock assessment meeting. Madrid, Spain, 20-28 July, 2017. *International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas*, 106 pp.
- INAPESCA. (2006). Sostenibilidad y pesca responsable en México. Evaluación y manejo. Extraído de https://www.inapesca.gob.mx/porta/documentos/publicaciones/pelagicos/libro_Rojo.pdf
- Itano, D.G. (2000). The reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in Hawaiian waters and the western tropic Pacific Ocean: project summary. SOEST-JIMAR 00-328, 63 pp.
- Kaplan, D.M., Chassot, E., Amande, J.M., Dueri, S., Demarcq, H., Dagorn, L., Fonteneau, A. (2014). Spatial management of Indian Ocean tropical tuna fisheries: potential and perspectives. *ICES Journal of Marine Science*, 71(7), 1728–1749. <https://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fst233>
- Kearny, M.R. y Porter, W.P. (2009). Mechanistic niche modeling: Combining physiological and spatial data to predict species. *Ecology Letters* 12:1-17.
- Kitagawa, T., Kimura, S., Nakata, H., Yamada, H. (2006). Thermal adaptation of Pacific bluefin tuna *Thunnus orientalis* to temperate waters. *Fisheries Science*, 72, 149–156. <https://doi.org/10.1111/j.1444-2906.2006.01129.x>
- Klemas, V. (2013). Fisheries applications of remote sensing: An overview. *Fisheries Research*, 148: 124-136. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.02.027>
- Knapp, J. M., Aranda, G., Medina, A., Lutcavage, M. (2014). Comparative assessment of the reproductive status of female Atlantic bluefin tuna from the Gulf of México and the Mediterranean Sea. *PloS One*, 9(6), e98233. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0098233>

- Kock, K.H. (2001). The direct influence of fishing and fishery-related activities on non-target species in the Southern Ocean with particular emphasis on longline fishing and its impact on albatrosses and petrels - a review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 11 (1), 31–56.
- Lehodey, P., Adre, J. M., Bertignac, M., Hampton, J., Stoens, A., Menkes, C., Memery, L., *et al.* (1998). Predicting skipjack tuna forage distributions in the equatorial Pacific using a coupled dynamical bio-geochemical model. *Fisheries Oceanography*, 7, 317-325. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2419.1998.00063.x>
- Lewis, J.K., Kirwan, A.D., Forristall, G.Z. (1989). Evolution of a warm-core ring in the Gulf of México, Lagrangian observations. *Journal of Geophysical Research* 94, 8163- 8178.
- Lewison, R.L., y Crowder, L.B. (2007) Putting longline bycatch of sea turtles into perspective. *Conservation Biology*, 21, 79-86. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00592.x>
- Lewison, R.L., Hobday, A., Maxwell, S., Hazen, E., Hartog, J.R., Dunn, D.C.,..., y Crowder, L.B. (2015). Dynamic ocean management: Identifying the critical ingredients of dynamic approaches to ocean resource management. *Bioscience*, 65(5), 486-498. <https://doi.org/10.1093/biosci/biv018>
- Lutcavage, M., Brill, R., Skomal, G., Chase, B., Howey, P. (1999). Results of pop-up satellite tagging of spawning size class fish in the Gulf of Maine: do North Atlantic bluefin tuna spawn in the mid-Atlantic? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 56, 173–177. <https://doi.org/10.1139/f99-016>
- Lutcavage, M.E., Galuardi, B., y Lam, T.C.H. (2013). Predicting potential Atlantic spawning grounds of western Atlantic bluefin tuna based on electronic tagging results, 2002-2011. *Collective Volume of Scientific Papers. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas*, 69(2), 955-961.

- Magnuson, J.J., Block, B.A., Deriso, R.B., Gold, J.R., Grant, W.S., Quinn, T.J., et al. (1994). An assessment of Atlantic bluefin tuna. National Academy Press, Washington D.C., USA. 148 pp.
- Manzano-Saravia, M.M. y Salinas-Zabala, C.A. (2008). Variabilidad estacional e interanual de la concentración de clorofila a y temperatura superficial del mar en la región occidental del Golfo de México: 1996-2007. *Interciencia*, 33(9), 628-634.
- Majkowski, J. (2007). Global fishery resources of tuna and tuna-like species. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 483. Rome, FAO. 54pp.
- Margulies, D., Sutter, J.M., Hunt, S.L., Olson, R.J., Scholey, V.P., Wexler, J.B., Nakazawa, A. (2007) Spawning and early development of captive yellowfin tuna (*Thunnus albacares*). *Fishery Bulletin*, 105(2), 249-265.
- Maritorena, S. y Siegel, D.A. (2005). Consistent merging of satellite ocean color data sets using a bio-optical model. *Remote Sensing of Environment*, 94, 429-440. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.08.014>
- Marshall, C.E., Glegg, G.A., Howell, K.L. (2014). Species distribution modelling to support marine conservation planning: The next steps. *Marine Policy*, 45, 330–332. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2013.09.003>
- Mateo, R.G., Felicísimo, A.M., Muñoz, J. (2012). Modelos de distribución de especies y su potencialidad como recurso educativo interdisciplinar. *Reduca (Biología)*. Serie Ecología, 5(1), 137-153.
- Mather, F.J., Mason, J.M., Jones, A.C. (1995). Historical document: Life History and Fisheries of Atlantic Bluefin tuna. *NOAA Technical Memorandum, NMFS-SEFSC* (370), 165 pp. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.4783>
- Maunder, M.N., y Punt, A.E. (2004). Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisheries Research*, 70, 141–159. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.08.002>
- Maunder, M.N., Sibert, J.R., Fonteneau, A., Hampton, J., Kleiber, P., Harley, S.J. (2006). Interpreting catch per unit effort data to assess the status of

individual stocks and communities. *ICES Journal of Marine Science*, 63, 1373-1385. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2006.05.008>

Maxwell, S.M., Hazen, E.L., Lewison, R.L., Dunn, D.C., Bailey, H., Bograd, S.J.,..., y Crowder, L.B. (2015). Dynamic ocean management: Defining and conceptualizing real-time management of the ocean. *Marine Policy* 58, 42–50. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.03.014>

McDonald, J.H. (2009). *Handbook of Biological Statistics*. 2th Edition, Sparky House Publishing, Baltimore, Maryland, 317 pp.

McGowan, M. F. y Richards, W. J. (1986). Distribution and abundance of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) larvae in the Gulf of México in 1982 and 1983 with estimates of the biomass and population size of the spawning stock for 1977, 1978, and 1981–1983. *International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas, Collective Volume of Scientific Papers*, 24, 182–195.

Melo-González, N., Müller-Karger, F.E., Cerdeira, S., Pérez, R., Victoria del Río, I., Cárdenas, P., Mitrani, I. (2000). Near-surface phytoplankton distribution in the western Intra-Americas Sea: The Influence of El Niño and weather events. *Journal of Geophysical Research*, 105(6), 14029-14043.

Mitchell, J.D., Collins, K.J., Miller, P.I., & Suberg, L.A. (2014). Quantifying the impact of environmental variables upon catch per unit effort of the blue shark *Prionace glauca* in the western English Channel. *Journal of Fish Biology*, 85, 657–670. <https://doi.org/10.1111/jfb.12448>

Monreal-Gómez, M.A., Salas de León D.A., Gracia-Gasca A. (2004a). Golfo de México, Circulación y Productividad. *Ciencias* 76: 24-33.

Monreal-Gómez, M.A., Salas de León, D.A., y Velasco-Mendoza, H. (2004b). La hidrodinámica del Golfo de México. Pp. 47-68. En: Caso *et al.* (Eds.) Diagnóstico ambiental del Golfo de México. Instituto Nacional de Ecología, México DF, México. 1047 pp.

Mugo, R., Saitoh S., Nihira, A., Kuroyama, T. (2010). Habitat characteristics of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the western North Pacific: a remote

sensing perspective. *Fisheries Oceanography*, 19, 382-396.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2010.00552.x>

Muhling, B. A., Lamkin, J. T., Roffer, M. A. (2010). Predicting the occurrence of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) larvae in the northern Gulf of México: building a classification model from archival data. *Fisheries Oceanography*, 19, 526–539. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2010.00562.x>.

Muhling, B.A., Lamkin, J.T., Quattro, J.M., Smith, R.H., Roberts, M.A., Roffer, M.A., Ramírez, K. (2011). Collection of larval bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) outside documented western Atlantic spawning grounds. *Bulletin of Marine Science*, 87(3):687–694. <http://dx.doi.org/10.5343/bms.2010>.

Muhling, B. A., Reglero, P., Ciannelli, L., Alvarez-Berastegui, D., Alemany, F., Lamkin, J. T., Roffer, M. A. (2013). Comparison between environmental characteristics of larval bluefin tuna *Thunnus thynnus* habitat in the Gulf of Mexico and western Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 486, 257–276. <https://doi.org/10.3354/meps10397>

Müller-Karger, F.E., Walsh, J.J., Evans, R.H., Meyers, M.B. (1991). On the seasonal phytoplankton concentration and Sea Surface Temperature cycles of the Gulf of México as determined by satellites. *Journal of Geophysical Research*, 96(7), 12,645–12,665.

Murase, H., Nagashima, H., Yonezaki, S., Matsukura, R., Kitakado, T. (2009). Application of a generalized additive model (GAM) to reveal relationships between environmental factors and distributions of pelagic fish and krill: a case study in Sendai Bay, Japan. *ICES Journal of Marine Science*, 66(6), 1417–1424. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp105>

Murua, H. (2013). Situación de las principales poblaciones de túnidos tropicales. *Industria Conservera*, 102, 22-33.

NGIA. (2016). Geographic Names Database: Undersea feature names. Extraído de http://geonames.nga.mil/gns/html/gns_services

- Oey, L-Y. (2004). Vorticity flux through the Yucatan Channel and Loop Current variability in the Gulf of Mexico. *Journal of Geophysical Research Atmospheres* 109(C10). <https://doi.org/10.1029/2004JC002400>
- O'Keefe, C.E., Cadrin, S.X., Stokesbury, K.D.E. (2013). Evaluating effectiveness of time/area closures, quotas/caps, and fleet communications to reduce fisheries bycatch. *ICES Journal of Marine Science*, 71, 1286-1297. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst063>
- Olvera-Limas, R. M., Cerecedo, J. L., Compean, G. A. (1988). Distribución de larvas de túnidos en el Golfo de México y Mar Caribe: Abundancia y biomasa de tres especies en la zona económica exclusiva. *Ciencia Pesquera*, 6, 119–140.
- Orbesen, E.S., Snodgrass, D., Shideler, G., Brown, C.A., y Walter, J.F. (2017). Diurnal patterns in Gulf of Mexico epipelagic predator interactions with pelagic longline gear: implications for target species catch rates and bycatch mitigation. *Bulletin of Marine Science*, 93(2), 573-589. <https://dx.doi.org/10.5343/bms.2016.1008>
- Paradinas-Aranjuelo, I. (2016). Species distribution modelling in fisheries sciences. Tesis de Doctorado, Universidad de Valencia, España.
- Pascual, A., Faugere, Y., Larnicol, G., Le Traon, P.Y. (2006). Improved description of the ocean mesoscale variability by combining four satellite altimeters. *Geophysical Research Letters* 33. <https://doi.org/10.1002/2015GL063365>
- Pennino, M.G., Conesa, D., López-Quílez, A., Muñoz, F., Fernandez, A., Bellido, J.M. (2016). Fishery-dependent and -independent data lead to consistent estimations of essential habitats. *ICES Journal of Marine Science* 73(9), 2302–2310. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw062>
- Paloheimo, J.E., y Dickie, L.M. (1964). Abundance and fishing success. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 155, 152e163.
- PNAADP Web. Extraído de <https://www.fidemar.org/pnaadp/>

- Potier, M., Marsac, F., Cherel, Y., Lucas, V., Sabatie, R., Maury, O., Menard, 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, 60-72. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.08.020>
- Quiroga-Brahms, C. Ramírez-López, K., Santana-Hernández H. (2009). Análisis exploratorio de la composición de la captura nominal de la flota palangrera mexicana dirigida al atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Golfo de México en el periodo 2004-2007. *Memorias del XII Foro de Atún*.
- R Core Team. (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Ramírez-López, K. (2009). Datos estadísticos de la flota palangrera mexicana dedicada a la pesca del atún aleta amarilla en el Golfo de Mexico durante el periodo 1994 a 2007. *International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas, Collective Volume of Scientific Paper* 64(106), 1159–1170.
- Ramírez-López, K. y Abad-Uribarren, A. (2013). Análisis de la captura incidental del atún aleta azul, *Thunnus thynnus*, por la flota palangrera mexicana en el Golfo de Mexico. *International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas, Collective Volume of Scientific Papers*, 69 (617), 1046–1056.
- Ramírez-López, K., Solana-Sansores R., Quiroga-Brahms C. (2005). Efecto de las pesquerías de atún con palangre sobre las poblaciones de especies pelágicas altamente migratorias en el Golfo de México. Informe técnico. Instituto Nacional de Pesca.
- Ravier, C., y Fromentin, J-M. (2001). Long-term fluctuations in the eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna population. *Ices Journal of Marine Science*, 58(6), 1299-1317. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2001.1119>
- Razali, N. M., y Wah, Y. B. (2011). Power Comparisons of Shapiro-Wilk, Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors and Anderson-Darling Tests. *Journal of Statistical Modeling and Analytics*, 2, 21-33.

- Reglero, P., Ortega, A., Balbín, R., Abascal, F.J., Medina, A., Blanco, E.,..., y Fiksen, Ø. (2018a). Atlantic bluefin tuna spawn at suboptimal temperatures for their offspring. *Proceedings of the Royal Society B*, 285(1870), 20171405. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.1405>.
- Reglero, P., Balbín, R., Abascal, F. J., Medina, A., Álvarez-Berastegui, D., Rasmuson, L.,..., y Hidalgo, M. (2018b). Pelagic habitat and offspring survival in the eastern stock of Atlantic bluefin tuna. *ICES Journal of Marine Science*. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy135>
- Richards, W.J. y Potthoff, T. (1980). Distribution and abundance of bluefin tuna larvae in the Gulf of Mexico in 1977 and 1978. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 433–441.
- Richardson, D.E., Marancik, K.E., Guyon, J.R., Lutcavage, M.E., Galuardi, B., Lam, C.H., Walsh, H.J., Wildes, S., Yates, D.A., Hare, J.A. (2016). Discovery of a spawning ground reveals diverse migration strategies in Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). *PNAS* 113, 3299–3304.
- Robinson, L.M., Elith, J., Hobday, A.J., Pearson, R.G., Kendall, B.E., Possingham, H.P., *et al.* (2011). Pushing the limits in marine species distribution modelling: lessons from the land present challenges and opportunities. *Global Ecology and Biogeography* 20: 789–802.
- Robinson, N.M., Nelson, W.A., Costello, M.J., Sutherland, J.E., 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. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00421>
- Rodríguez-Roda, J. (1967). Biología del atún, *Thunnus thynnus* (L.), de la costa sudatlántica de España. *Investigación Pesquera*, 25, 33-146.
- Roe, J.H., Morreale, S.J., Paladino, F.V, Shillinger, G.L., Benson, S.R., Scott, A.,..., y Santidria, P. (2014). Predicting bycatch hotspots for endangered leatherback turtles on longlines in the Pacific Ocean. *Proceedings of the Royal Society B* 281: 20132559. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.2559>

- Rooker J.R., Alvarado-Bremer, J., Block, B.A., Dewar, H., De Metrio, G., Corriero, A.,..., y Secor, D.H. (2007). Life history and stock structure of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). *Review in Fisheries Sciences* 15(4), 265–310. <https://doi.org/10.1080/10641260701484135>
- Rooker, J.R., Secor D.H., De Metrio, G., Schloesser, R., Block, B.A., Neilson, J. (2008). Natal homing and connectivity in Atlantic bluefin tuna populations. *Science* 322(5902):742–744. <https://doi.org/10.1126/science.1161473>
- Royer, F., Fromentin, J., Gaspar, P. (2004). Association between bluefin tuna schools and oceanic features in the western Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 269, 249–263. <https://doi.org/10.3354/meps269249>
- Sadovy de Mitcheson, Y., y Erisman, B. (2011). Fishery and biological implications of fishing spawning aggregations, and the social and economic importance of aggregating fishes. En Y.J. Sadovy y P.L. Colin (Eds.), *Reef Fish Spawning Aggregations: Biology, Research, and Management* (pp. 225–284), Springer, Países Bajos.
- Salas-de León, D.A., Monreal-Gómez, M.A., Signoret, M. Aldeco, J. (2004). Anticyclonic-cyclonic eddies and their impact on near-surface chlorophyll stocks and oxygen supersaturation over the Campeche Canyon, Gulf of Mexico. *Journal of Geophysical Research*, 109, C05012. <https://doi.org/10.1029/2002JC001614>
- Schaefer, K. M. (1996). Spawning time, frequency, and batch fecundity of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, near Clipperton Atoll in the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Bulletin*, 94, 98–112.
- Schaefer, K. M. (1998). Reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. InterAmerican Tropical Tuna Commission, Bul 1. 21:201–272.
- Schaefer, K.M. (2001). Reproductive biology of tunas. En: Block, B.A. & Stevens, E.D. (Eds.), *Tuna Physiology, Ecology and Evolution* (pp. 225–270). Academic Press, San Diego.

- Schaefer, K., Fuller D., Block B. (2007). Movements, behaviour, and habitat utilization of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the North-eastern Pacific Ocean, ascertained through archival tag data. *Marine Biology*, 152(3), 503-525. <https://doi.org/10.1007/s00227-007-0689-x>
- Scott G.P., Turner S.C., Grimes C.B., Richards W.J., Brothers E.B. (1993). Indices of larval bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, abundance in the Gulf of Mexico: modeling variability in growth, mortality, and gear selectivity. Ichthyoplankton methods for estimating fish biomass. *Bulletin of Marine Sciences*, 53, 912–929.
- Secor D.H., Rooker J.R., Gahagan B.I., Siskey M.R., Wingate R.W. (2015). Depressed resilience of bluefin tuna in the western Atlantic and age truncation. *Conservation Biology*, 29(2), 400–408.
- Secretaría de Marina. (2002). Atlas de dinámica costera de la República Mexicana. Secretaría de Marina-Armada de México.
- Seoane J. y Bustamante J. (2001). Modelos predictivos de la distribución de especies: Una revisión de sus limitaciones. *Ecología*, 15, 9-21.
- Sherman, K., y Duda, A.M. (1999). Large Marine Ecosystems: An Emerging Paradigm for Fishery Sustainability. *Fisheries*, 24(12), 1-26. [https://dx.doi.org/10.1577/1548-8446\(1999\)024<0015:LME>2.0.CO;2](https://dx.doi.org/10.1577/1548-8446(1999)024<0015:LME>2.0.CO;2)
- Shiels H.A., Maio A.D., Thompson S., Block B.A. (2011). Warm fish with cold hearts: Thermal plasticity of excitation-contraction coupling in bluefin tuna. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1702), 18–27
- Sing, T., Sander, O., Beerenwinkel, N., Lengauer T. (2005). ROCr: visualizing classifier performance in R. *Bioinformatics*, 21, 3940–3941. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bti623>
- Sirjacobs D., Alvera-Azcárate A., Barth A., Lacroix G., Park Y., Nechad B., Ruddick K., Beckers J.M. (2011). Cloud filling of ocean color and sea surface temperature remote sensing products over the Southern North Sea by the

- Data Interpolating Empirical Orthogonal Functions methodology. *Journal of Sea Research*, 65(1), 114-130. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2010.08.002>
- Soberon, J. y Peterson A.T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1-10.
- Solana-Sansores, R., Nava-Abarca, M., González, J.O. (2002). Obtaining catch and effort statistics for the Mexican tuna fishery in the Gulf of Mexico. *Collective Volume of Scientific Papers. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas*, 54(5), 1713-1719.
- Solana-Sansores, R. y Ramírez-López, K. (2006). Análisis de la pesquería mexicana del atún en el Golfo de México, 2004. *International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas, Collective Volume of Scientific Paper* 59(2), 525-535.
- Sosa-Nishisaki O., Robles H., Dreyfus-León M.J., Ceseña O. (2001). La pesca de atún con palangre en el Golfo de México (primer semestre del 2001). *PNAAPD, El Vigía, Organo informativo de PNAAPD*, 6(13), 20-23.
- Stammer, D. (1998) On Eddy Characteristics, Eddy Transports, and Mean Flow Properties. *Journal of Physical Oceanography*, 28, 727-739. [https://doi.org/10.1175/1520-0485\(1998\)028<0727:OECETA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(1998)028<0727:OECETA>2.0.CO;2)
- Sturges, W. y Leben, R. (2000). Frequency of ring separations from the Loop Current in the Gulf of Mexico: A revised estimate. *Journal Physical Oceanography*, 30, 1814-1818. [https://doi.org/10.1175/1520-0485\(2000\)030<1814:FORSFT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(2000)030<1814:FORSFT>2.0.CO;2)
- Su N-J., Sun C-L., Punt A. E., Yeh S-Z., DiNardo G. 2011. Modelling the impacts of environmental variation on the distribution of blue marlin, *Makaira nigricans*, in the Pacific Ocean. *ICES Journal of Marine Science* 68: 1072–1080.
- Takeuchi Y., Suda A., Suzuki Z. 1999. Review of information on large bluefin tuna caught by Japanese longline fishery off Brazil, from the late 1950s to the

early 1960s. *International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas, Collective Volume of Scientific Papers*, 49(2), 416-427.

Teo, S.L.H., A. Boustany, H. Dewar, M.J.W. Stokesbury, K.C. Weng, S. Beemer, A.C. Seitz, C.J. Farwell, E.D. Prince, B.A. Block. 2007a. Annual migrations, diving behavior, and thermal biology of Atlantic bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, on their Gulf of Mexico breeding grounds. *Marine Biology*, 151, 1–18.

Teo, S.L.H., Boustany, A.M., Block, B.A. (2007b). Oceanographic preferences of Atlantic bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, on their Gulf of Mexico breeding grounds. *Marine Biology*, 152(5), 1105–1119. <https://doi.org/10.1007/s00227-007-0758-1>

Teo, S.L.H., y Block, B.A. (2010). Comparative influence of ocean conditions on yellowfin and Atlantic bluefin tuna catch from longlines in the Gulf of Mexico. *PLoS ONE*, 5(5), e10756. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010756>

Tew-Kai, E., y Marsac, F. (2010). Influence of mesoscale eddies on spatial structuring of top predators' communities in the Mozambique Channel. *Progress in Oceanography*, 86(1-2), 214-223. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2010.04.010>

Tucker A., y Duplisea D. (2012). Bioinformatics tools in predictive ecology: applications to fisheries. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 367(1586), 279-90.

Valavanis, V.D., Pierce, G.J., Zuur, A.F., Palialexis, A., Saveliev, A., Katara, I., Wang, J.J. (2008). Modelling of essential fish habitat based on remote sensing, spatial analysis and GIS. *Hydrobiologia*, 612, 5-20. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9493-y>

Venables, W.N., y Dichmont, C.M. (2004). GLMs, GAMs and GLMMs: an overview of theory for applications in fisheries research. *Fisheries Research*, 70, 319–37. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.08.011>

Vidal-Lorandi, F.V., Vidal-Lorandi V.M.V., Rodríguez-Espinosa P.F., Zambrano-Salgado L., Portilla-Casillas J., Rendón-Villalobos R., Jaimes de la Cruz B.

- (1999). Circulación del Golfo de México [Gulf of Mexico circulation]. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 49, 1-15.
- Virgili, A., Racine, M., Authier, M., Monestiez, P., & Ridoux, V. (2017). Comparison of habitat models for scarcely detected species. *Ecological Modelling*, 346, 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.12.013>
- Virmani J.I. y R.H. Weisberg. 2003. Features of the Observed Annual Ocean Atmosphere Flux Variability on the West Florida Shelf. *Journal of Climate*, 16, 734-745.
- Wang, Y., y Liu, D. (2014). Reconstruction of satellite chlorophyll-a data using a modified DINEOF method: a case study in the Bohai and Yellow seas, China. *International Journal of remote Sensing*, 35, 204-217. <https://doi.org/10.1080/01431161.2013.866290>
- Warton, D.I. (2005). Many zeros does not mean zero inflation: comparing the goodness-of-fit of parametric models to multivariate abundance data. *Environmetrics*, 16 (3), 275–289. <https://doi.org/10.1002/env.702>
- Watson, J.T., Essington, T.E., Lennert-Cody, C.E., Hall, M.A. (2008). Trade-offs in the design of fishery closures: Management of silky shark bycatch in the Eastern Pacific Ocean tuna fishery. *Conservation Biology*, 23(3), 626–635. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01121.x>
- Weng K.C., Stokesbury M.J.W., Boustany A.M., Seitz A.C., Teo S.L.H., Miller S.K., Block B.A. 2009. Habitat and behavior of yellowfin tuna *Thunnus albacares* in the Gulf of Mexico determined using pop-up satellite archival tags. *Journal of Fish Biology*, 74, 1434–1449.
- Williams, P., Kirby, D. & Beverly, S. (2009). Encounter rates and life status for marine turtles in WCPO longline and purse seine fisheries. Scientific Committee Fifth Regular Session, Port Vila, Vanuatu, August 10-21, 2009. WCPFC-SC5-2009/EB-WP-07.
- Wilks, D. S. (1995). *Statistical Methods in the Atmospheric Sciences*. Academic Press. 467pp.

- Wilson, S.G., Jonsen, I.D., Schallert, R.J., Ganong J.E., Castleton, M.R., Spares, A.D.,..., Block, B. (2015). Tracking the fidelity of Atlantic bluefin tuna released in Canadian waters to the Gulf of Mexico spawning grounds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72, 1700-1717. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2015-0110>
- Wood, S.N. (2017). Generalized Additive Models: An Introduction with R (2nd edition). Chapman and Hall/CRC. 476 pp.
- Wood S.N., Pya N., Saefken B. (2016). Smoothing parameter and model selection for general smooth models. *Journal of the American Statistical Association* 111, 1548-1575. <http://dx.doi.org/10.1080/01621459.2016.1180986>
- Wood, S. (2006). Generalized Additive Models: An Introduction with R. Chapman & Hall/CRC. 422 pp.
- Wood, S. (2003). Thin plate regression splines. *Journal of the Royal Statistical Society B*, 65(1), 95–114. <https://doi.org/10.1111/1467-9868.00374>
- Xu Y., Teo S. L. H., Holmes J. 2013. Environmental influences on albacore tuna (*Thunnus alalunga*) distribution in the coastal and open oceans of the northeast Pacific: Preliminary results from boosted regression trees models. ISC Albacore Working Group Meeting, 19-25 March 2013.
- Yesaki, M. (1983). Observations on the biology of yellowfin (*Thunnus albacares*) and skipjack (*Katsuwonus pelamis*) tunas in Philippine waters. *Indo-Pacific Tuna Development and Management Programm Working Papers*, ITPP/83/WP/7, 66 pp.
- Young, M., y Carr, H.C. (2015). Application of species distribution models to explain and predict the distribution, abundance and assemblage structure of nearshore temperate reef fishes. *Diversity and Distributions*, 21, 1428-1440. <https://doi.org/10.1111/ddi.12378>
- Zainuddin, M., Nelwan, A., Farhum, S.A., Hajar, M.A.I., Kurnia, M. (2013). Characterizing potential fishing zone of Skipjack tuna during the southeast monsoon in the Bone Bay-Flores Sea using remotely sensed oceanographic

data. *International Journal of Geosciences*, 04(01), 259–266.
<https://doi.org/10.4236/ijg.2013.41A023>

Zar, J.H. (2010). *Biostatistical Analysis*. 5th Edition, Upper Saddle River, N.J., Prentice-Hall/Pearson, 944 pp.

Zavala-Hidalgo, J., Morey, S. & O'Brien J. (2003). Seasonal circulation on the western shelf of the Gulf of México using a high resolution numerical model. *Journal of Geophysical Research*, 108, 33-89. <https://doi.org/10.1029/2003JC001879>

Zimmermann, N.E., Edwards, T.C., Graham, C.H., Pearman, P.B., Svenning J-C. (2010). New trends in species distribution modelling. *Ecography*, 33, 985-989. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06953.x>

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Elphick, C.S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology & Evolution*, 1, 3–14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>

Zuur, A., Ieno, E.N., Smith G.M. (2007). *Analysing Ecological Data*. Springer, New York. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-45972-1>.

XI. ANEXOS

ANEXO I. Código en base R de la herramienta de asistencia al manejo para la pesquería mexicana de atún en el Golfo de México, TUNAGOM DSTool.

```
#####  
###---SHINY GOM LONGLINE FISHERY DECISION SUPPORT TOOL: TUNAGOM DSTool---###  
#####  
  
###-----PRE-PROCESING MODULE-----###  
  
# SET WORKING DIRECTORY  
  
  setwd ("C:/Users/MI PC/Documents/DOCTORADO/????")  
  
# LIBRARIES  
  
  library(rgdal)      # 'Geospatial' Data Abstraction Library  
  library(raster)     # Geographic Data Analysis and Modeling  
  
  library(mgcv)       # GAM Computation Vehicle with Smoothness Estimation  
  library(ncdf4)      # Interface to Unidata netCDF Format Data Files  
  library(ggplot2)    # Data Visualizations Using the Grammar of Graphics  
  library(sp)         # Classes and Methods for Spatial Data  
  library(rgeos)      # Interface to Geometry Engine - Open Source 'GEOS'  
  library(colorRamps) # Builds color tables  
  library(maps)       # Draw Geographical Maps  
  library(maptools)   # Tools for Handling Spatial Objects  
  library(shiny)      # Web Application Framework for R  
  library(leaflet)    # Create Interactive Web Maps with JavaScript 'Leaflet'  
  
# DOWNLOAD FORESCAST OCEANOGRAPHIC DATA  
# set data limits  
  
  minlon=-98  
  maxlon=-80  
  minlat=31  
  maxlat=17  
# set data time  
  time=Sys.time()  
  timestart=trunc(time,'day')  
  timeend=trunc(time,'day')+86400*6  
# set data depth, output directory  
  mindepth = 0
```

```

    maxdepth = 1
    outputdir = './test'
# set username and password Copernicus data access
    username = '?????'
    password='?????'
# set MOTU client access path
    pythonpath <- "C:\\Python27\\python.exe"
    motupath <- "C:\\motu-client-python\\motu-client.py"
    motu_sc<-'http://nrt.cmems-du.eu/motu-web/Motu'
    serv_id<-'GLOBAL_ANALYSIS_FORECAST_PHY_001_024-TDS'
    dt_id<-'global-analysis-forecast-phy-001-024'
    user <- paste("-u", username)
    pass <- paste("-p", password)
    spatialrange <- paste("-x", minlon, "-X", maxlon, "-y",
                          minlat, "-Y", maxlat, "-z", mindepth, "-Z", maxdepth)

    outputdir = paste(outputdir, "/", sep = "")
    temporalrange <- paste("-t", timestart, "-T", timeend)

# Sea Surface Temperature
    variable = 'thetao'
    filename <- 'dailySST.nc'
    pytext <- paste(pythonpath, motupath, user,
                    pass, "-m", motu_sc, "-s", serv_id,
                    "-d", dt_id, spatialrange, temporalrange,
                    "-v", variable, "-o", outputdir, "-f",
                    filename)
    system(pytext)
# Sea Surface Height
    variable = 'zos'
    filename <- 'dailySSH.nc'
    pytext <- paste(pythonpath, motupath, user,
                    pass, "-m", motu_sc, "-s", serv_id,
                    "-d", dt_id, spatialrange, temporalrange,
                    "-v", variable, "-o", outputdir, "-f",
                    filename)
    system(pytext)
# Geo Current Comp UV
    variable = 'uo'
    filename <- 'dailyU.nc'
    pytext <- paste(pythonpath, motupath, user,
                    pass, "-m", motu_sc, "-s", serv_id,
                    "-d", dt_id, spatialrange, temporalrange,
                    "-v", variable, "-o", outputdir, "-f",
                    filename)
    system(pytext)

    variable = 'vo'

```

```

filename <- 'dailyV.nc'
pytext <- paste(pythonpath, motupath, user,
                pass, "-m", motu_sc, "-s", serv_id,
                "-d", dt_id, spatialrange, temporalrange,
                "-v", variable, "-o", outputdir, "-f",
                filename)
system(pytext)
# Chlorophyll a concentration
serv_id<-'GLOBAL_ANALYSIS_FORECAST_BIO_001_014-TDS'
dt_id<-'dataset-global-analysis-forecast-bio-001-014'

variable = 'CHL'
filename <- 'weeklyCHL.nc'
# find the closest Thursday (forecast data release date)
library(lubridate)
d <- time
print(d)
dec <- as.Date(d)
print(dec)
dsc<-dec-21
trangechl<- paste("-t", dsc, "-T", dec)
temporalrange<- trangechl
pytext <- paste(pythonpath, motupath, user,
                pass, "-m", motu_sc, "-s", serv_id,
                "-d", dt_id, spatialrange, temporalrange,
                "-v", variable, "-o", outputdir, "-f",
                filename)
system(pytext)

# PROCESS FORECAST DATA: SET PREDICTIVE DATA FOR MODEL INPUT

FZ <- readOGR("FISHING_ZONE.shp") # fishing area polygon
RG <- raster("RGR.nc", varname="X966") # reference grid
# Sea Surface Temperature
sst<- brick("./test/dailySST.nc",varname="thetao")
sst<- crop (sst, extent(FZ)) # raster data to EEZ
sst<- mask(sst, FZ)
sst<- mean(sst) # weekly mean
SST <- resample(sst, RG, method='bilinear') # Rescale to reference grid
# Sea Level Anomalies
mdt <- raster("GLO-MFC_001_024_mdt.nc", varname = "mdt")
proj4string(mdt)= CRS("+proj=longlat +ellps=WGS84 +datum=WGS84 +no_defs")
mdt<- crop (mdt, extent(FZ)) # raster data to EEZ
mdt<- mask(mdt, FZ)
ssh<- brick("./test/dailySSH.nc",varname="zos")
ssh<- crop(ssh, extent(FZ)) # raster data to EEZ
ssh <- mask(ssh, FZ)

```

```

        ssh<- mean(ssh)
        sla<- ssh-mdt
        SLA <- resample(sla, RG, method='bilinear')
# Eddy Kinetic Energy
u<- brick("./test/dailyU.nc", varname="uo")
u<- crop (u, extent(FZ))
u<- mask(u, FZ)
u<- mean(u)
U <- resample(u, RG, method='bilinear')
v<- brick("./test/dailyV.nc", varname="vo")
v<- crop (v, extent(FZ))
v<- mask(v, FZ)
v<- mean(v)
V <- resample(v, RG, method='bilinear')
EKE<- 1/2*(U^2 + V^2)
# Chlorophyll a concentration
chlb <- brick("./test/weeklyCHL.nc", varname = "CHL")
nl<-nlayers(chlb)
chl <- chlb[[nl]]
chl <- crop(chl, extent(FZ)) # raster data to EEZ
chl <- mask(chl, FZ)
CHL <- resample(chl, RG, method='bilinear')
# Bathymetry
# Import bathymetry
bat<-raster('C:/Users/MIPC/Documents/DOCTORADO/etopo360_5641_8a0f_fc98.nc',
varname ="altitude") # Bathymetry from ETOPO subset for the study area
# Process bath
bat[bat>=0]<-NA # remove altitude
bat <- rotate(bat) # Rotate longitude from 0 to 360 degrees to -180 to
180 degrees. Returns a warning but seems ok
# Rescale to reference grid (eg. sst)
bat <- resample(bat, RG, method='bilinear')
BATH<- crop(bat, extent(FZ)) # raster data to EEZ
BATH <- mask(BATH, FZ)
# Longitude-Latitude
lon <- init(RG, 'x')
LON<- crop(lon, extent(FZ)) # raster data to EEZ
LON <- mask(LON, FZ)
lat <- init(RG, 'y')
LAT<- crop(lat, extent(FZ)) # raster data to EEZ
LAT <- mask(LAT, FZ)
# Date: month of the year
# get time
temp <- nc_open("./test/dailySST.nc")
dates <- ncvar_get(temp, "time")
date <- dates [4]
date <- as.Date(date/24, origin="1950-01-01")
month = as.numeric(format(date, format = "%m"))

```

```

        month <- setValues(RG,month, size = ncell(RG), replace = T)
        MONTH<- crop(month, extent(FZ)) # raster data to EEZ
        MONTH <- mask(MONTH, FZ)
# Fishing effort, default value 1000 hooks
        effort<-1000 # this value will be define by the user in future versions
        hooks <- setValues(RG,effort, size = ncell(sl), replace = T)
        HOOKS <- crop(hooks, extent(FZ)) # raster data to EEZ
        HOOKS <- mask(HOOKS, FZ)
# Create a raster stack with all model input data
        DATA_PRE <- stack(SST, SLA, CHL, EKE, BATH, MONTH, LON, LAT, HOOKS)
        names(DATA_PRE) <- c("SST","SLA","CHL", "EKE","BAT",
"MONTH","LON","LAT", "HOOKS")

###-----PROCESING MODULE-----###

# LOAD DISTRIBUTION MODELS
        load(file = "YFTmodel.rda")
        load(file = "BFTmodel.rda")

# ACCESORY SPATIAL DATA
        mex <-map("world", "Mexico", fill=TRUE, xlim=c(-98,-84), ylim=c(18,27),
mar=c(0,0,0,0)) # Mexico land mask polygon
        IDm<- sapply(strsplit(mex$names,:), function(x) x[1])
        mex <- map2SpatialPolygons(mex,IDs=IDm,proj4string=CRS("+proj=longlat
+datum=WGS84 + ellps=WGS84")) # map data to SpatialPolygons
        us<-map("world", "US", fill=TRUE, xlim=c(-98,-84), ylim=c(18,27),
mar=c(0,0,0,0)) # USA land mask polygon
        IDu<- sapply(strsplit(us$names,:), function(x) x[1])
        us <- map2SpatialPolygons(us,IDs=IDu,proj4string=CRS("+proj=longlat
+datum=WGS84 + ellps=WGS84"))
        landmask_m<- list(mex,col="black", fill=grey(0.6)) # Mexico landmask
        landmask_u<- list(us,col="black", fill=grey(0.6)) # USA landmask

# RUN MODEL PREDICTIONS
# Yellowfin tuna
        YFT_PR<- predict(DATA_PRE,YFTNBF, na.action=na.pass,type="response")
        projection(YFT_PR)
# Bluefin tuna
        BFT_PR<- predict(DATA_PRE,BFTNBF, na.action=na.pass,type="response")
        projection(BFT_PR)

# GENERATE FISHING APTITUDE INDEX
# Reclassify BFT distribution based on quantiles
        bq<- quantile(BFT_PR, na.rm=TRUE)
        bq<- quantile(BFT_PR, probs = c(0.5), type=8,names = FALSE)
        print(bq)
        # classify pixels according to the quantile

```

```

ix <- findInterval(getValues(BFT_PR), bq)
# classified version of BFT_PR
class_BFT <- setValues(BFT_PR, ix)
b<-class_BFT
# Reclassify YFT distribution based on quantiles
yq<- quantile(YFT_PR, na.rm=TRUE) # compute quantiles
yq<- quantile(YFT_PR, probs = c(0.5), type=8,names = FALSE)
print(yq)
# classify pixels according to the quantile
ixy <- findInterval(getValues(YFT_PR), yq)

# classified version of YFT_PR
class_YFT <- setValues(YFT_PR, ixy)
class_YFT
y<-class_YFT
# Create new conditional raster
# FAI=1 No fishing allowed (high bycatch)      BFT=1  YFT any value
# FAI=2 Allowed (low catch and bycatch)        BFT=0  YFT=0
# FAI=3 Recommended (low bycatch high catch)   BFT=0  YFT=1
FAI<-b # generate new raster
# assign FAI defined values
FAI[b==1]<- -1
FAI[b==0 & y==0]<- 0
FAI[b==0 & y==1]<- 1

###-----POST-PROCCESING MODULE: SHINY APP-----###

# DEFINE USER INTERFACE
ui <- fluidPage(
  # App title
  titlePanel((p("TUNAGOM DStool", style = "color:#3474A7"))),
  # Sidebar layout with input and output definitions
  sidebarLayout(
    # Sidebar panel for inputs
    sidebarPanel(
      helpText("Decision Support Tool for Dynamic Management of the Mexican
Longline Fishery. Offers one week in advance forecasts of Bluefin and Yellowfin
tuna catch per unit effort (fish/1000 hooks) and Fishing Aptitude Index"),
      # Distribution maps: Species distribution, Fishing aptitude index. Display
      menu
    # Input: select forecast dataset
      selectInput("model", "Select Forecast:",
        choices = c("Bluefin tuna", "Yellowfin tuna", "Fishing
Aptitude Index")),
    # Download data button
      downloadButton("downloadData", "Download data")),
    # Main panel for displaying outputs
    mainPanel(

```

```

    # Temporal range (text output)
    textOutput("range"),
    # Output: maps
    plotOutput("model"))
  )
)

# DEFINE SERVER LOGIC
server <- function(input, output) {
  output$range <- renderText({paste("Forecast from", timestart, "to",
timeend)})
  # Reactive value for selected dataset
  output$model <- renderPlot({
    mapInput <- reactive({
      switch(input$model,
        "Bluefin tuna" = BFT_PR,
        "Yellowfin tuna" = YFT_PR,
        "Fishing Aptitude Index"=FAI)})
    palette <-colorRampPalette(c("blue", "#007FFF", "cyan",
                                "#7FFF7F", "yellow", "#FF7F00", "red"
                                ))(100)
    spplot(mapInput(), col.regions=palette, sp.layout= list(landmask_m,
landmask_u, FZ),scales=list(draw = TRUE))

  })
  # Download map as geotiff
  output$downloadData <- downloadHandler(
    filename = function() {paste0(input$model, ".tif")},
    content = function(file) {writeRaster(mapInput(), file, format="GTiff",
overwrite=TRUE)}}
  )
}

# RUN SHINY APP
runApp(shinyApp(ui, server), launch.browser = TRUE)

```