

Universidad Veracruzana Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías

de Ciencias Marinas y Pesquerias

Región Veracruz

Maestría en Ecología y Pesquerías

Condiciones oceanográficas de la región del Parque Nacional Arrecife Alacranes y su relación con el número de aves marinas ahí anidantes, con enfoque principal en el Bobo Enmascarado (Sula dactylatra)

> Tesis para obtener el grado de Maestra en Ecología y Pesquerías

Presenta: Biol. Adaline Xocoyotzi Chevez Manzo

> Directora: Dra. María Enriqueta Velarde González

> > Junio de 2023

"Lis de Veracruz: Arte, Ciencia, Luz"



#### Universidad Veracruzana

Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías Región Veracruz

Posgrado en Ecología y Pesquerías

Condiciones oceanográficas de la región del Parque Nacional Arrecife Alacranes y su relación con el número de aves marinas ahí anidantes, con enfoque principal en el Bobo Enmascarado (Sula dactylatra) Tesis para obtener el grado de Maestra en Ecología y Pesquerías

Presenta: Biol. Adaline Xocoyotzi Chevez Manzo

Director: Dra. María Enriqueta Velarde González

Académicos participantes (asesores) Dra, Gabriela Athié de Velasco Dr, Leonardo Dagoberto Ortiz Lozano

## Agradecimientos

A mi directora de tesis, Dra. Ma. Enriqueta Velarde González, quien confió en mí para llevar a cabo esta tesis. Muchas gracias por compartirme sus conocimientos, tiempo, amistad y siempre mostrándose paciente durante mi proceso de aprendizaje.

A mi asesora, Dra. Gabriela Athié de Velasco por todo su tiempo, paciencia, consejos y su conocimiento transmitido. Agradezco cada una de sus aportaciones durante el desarrollo de esta tesis.

A mi asesor, Dr. Leonardo Ortiz Lozano, por su tiempo y valiosas aportaciones que ayudaron a este estudio.

Al Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías (ICIMAP) de la Universidad Veracruzana, por otorgarme una segunda oportunidad para ingresar al programa de Maestría y su contribución en mi formación académica.

Al Consejo Nacional de Ciencias y Tecnologías (CONACYT) por la beca otorgada durante los dos años de maestría.

Al Biol. Thor E. Morales-Vera por permitir usar en el presente estudio los datos de aves marinas recopilados por él, los cuales no se encuentran publicados.

Al Dr. P. Jeremy Werdell de la NASA, por su asesoramiento sobre las mediciones y funcionamiento de los sensores de los satélites.

A los Doctores Cesar Gabriel Meiners Mandujano, Horacio Pérez España, David Salas Monreal y Yuri Okolodkov, por sus críticas constructivas para la culminación de esta tesis.

A mi compañero y pareja, Fernando Ariel por creer en mí, brindarme su apoyo, cariño y amor. Infinitas gracias por sus abrazos y palabras cuando todo parecía derrumbarse y alentarme a seguir adelante. A mi madre y hermano, por su apoyo incondicional, consejos y siempre estar ahí para mí. Los amo con todo mi corazón.

A mi padre, por haberme apoyado desde que decidí iniciar con esta aventura y estar al pendiente de cada una de mis decisiones.

A mi compañera Monserrat Gutiérrez, quien fue de gran apoyo en este estudio, al ayudarme a descargar los datos de temperatura superficial del mar y clorofila-*a* y durante mi aprendizaje de programación.

Los datos de clorofila-*a* y temperatura superficial de mar utilizados en este estudio fueron obtenidos a partir del espectroradiómetro de imágenes de resolución moderada (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer; MODIS-Aqua), distribuidos por la Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio (NASA) y descargados desde su sitio web <u>https://oceandata.sci.gsfc.nasa.gov/directdataaccess/</u>. También se obtuvieron datos de temperatura superficial del mar del radiómetro avanzado de muy alta resolución (Advanced Very High Resolution Radiometer; AVHRR), descardados de su sitio web <u>https://www.ncei.noaa.gov/products/avhrr-pathfinder-sst</u> y del producto "Optimal Interpolation" (OI) distribuido por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA) en <u>https://www.ncei.noaa.gov/products/optimum-interpolation-sst</u>.

GRACIAS!

## Índice

Agradecimientos	I
Índice	111
RESUMEN	V
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	4
2.1 Las aves marinas del arrecife Alacranes y la zona aledaña a la península de Yucatán	4
2.2 Efecto de la dinámica océano-atmosfera en las aves marinas	7
2.3 Cambios en la dinámica océano-atmosfera y su repercusión en los ecosistemas marinos .	8
3. HIPÓTESIS	12
4. OBJETIVOS	12
4.1 Objetivo general	12
4.2 Objetivos particulares	12
5. MATERIALES Y MÉTODOS	13
5.1 Área de estudio	13
5.2 Métodos	14
5.2.1 Número de adultos reproductores	15
5.2.2 Análisis de la TSM y Chl-a	15
5.2.3 Relación entre el número de adultos reproductores del Bobo Enmascarado anidando	o en
isla Blanca con las variables oceanográficas	22
6. RESULTADOS	24
6.1 Número de adultos reproductores	24
6.2 Análisis de la TSM y Chl-a	25
6.2.1 Promedio temporal de la TSM y Chl-a	25
6.2.2 Ciclo estacional de la TSM y concentración de la Chl- <i>a</i>	26
6.2.3 Estandarización de polígonos para la TSM y Chl- <i>a</i>	28
6.2.4 Variabilidad interanual de la TSM y Chl- <i>a</i> para cada polígono	30
6.2.5 Variabilidad interanual de las anomalías de la TSM y Chl-a del polígono Surgencia	34
6.2.6 Valores mensuales de la TSM y Chl- <i>a</i>	35
6.2.7 Análisis de características fisicoquímicas del polígono Arrecife Alacranes	37
6.3 Relación entre el número de adultos reproductores del Bobo Enmascarado anidando en i	sla
Blanca con las variables oceanográficas	38
7. DISCUSIÓN	40

8. CONCLUSIONES	47
9. REFERENCIAS	48

#### RESUMEN

En arrecife Alacranes, ubicado 130 km al norte de la península de Yucatán, se han registrado más de 140,000 parejas anidantes de nueve especies de aves marinas. Es una zona importante de anidación para: Bobo Enmascarado (Sula dactylatra), Bobo Café (S. leucogaster), Bobo Patas Rojas (S. sula), Fragata Tijereta (Fregata magnificens), Gaviota Reidora (Leucophaeus atricilla), Charrán Albinegro (Onychoprion fuscatus), Charrán Real (Thalasseus maximus), Charrán de Cabot (T. acuflavidus) y Charrán Café (Anous stolidus), por lo que fue declarado área protegida bajo la categoría de Parque Nacional en 1994. Son pocos los estudios que describen el estatus de estas poblaciones, pero sugieren que el tamaño de las colonias puede ser influenciado por eventos de surgencia que ocurren en la temporada primavera-verano en la costa norte de la península de Yucatán. El objetivo de este estudio fue analizar las variaciones de largo plazo de la temperatura superficial del mar (TSM) y la concentración de clorofila-a (Chl-a) para determinar si existe relación entre estas variables y el tamaño de las poblaciones anidantes de las aves marinas reportadas previamente en la literatura. Se consideraron los cinco registros existentes del número de individuos anidando en arrecife Alacranes durante los últimos 35 años (1986-2021). Los datos demuestran que entre julio de 1986 y julio 2009 hubo un incremento de entre el 100 y 1300% en el número de individuos reproductivos, para ocho de las nueve especies y la otra especie disminuyo el 24%. Se analizó la estacionalidad y la variabilidad interanual de la TSM y Chl-a en zonas definidas como Surgencia, Arrecife Alacranes y Plataforma. La TSM en la zona de Surgencia mostró una tendencia positiva a lo largo de los 39 años, con un incremento en la pendiente a partir de 2010 y la Chl-a ha disminuido durante los 19 años de datos disponibles. Se encontró una relación positiva y significativa entre el número de individuos de Bobo Enmascarado anidando en isla Blanca y la concentración de Chl-a del año previo a la anidación, en la zona determinada como Surgencia. Es posible que, un factor importante para el incremento en el tamaño de la mayoría de las poblaciones anidantes de aves marinas fuera la vigilancia por parte de las autoridades, a partir de la declaratoria de este archipiélago como área protegida.

**Palabras clave:** aves marinas, anidación, surgencia, temperatura superficial del mar, clorofila-*a*, arrecife Alacranes

### I. INTRODUCCIÓN

Las aves marinas son consideradas de gran relevancia científica debido a su interesante conducta, su facilidad de monitoreo y por ser un grupo clave para las estrategias de conservación de la biodiversidad, al fungir como "centinelas" de los ecosistemas (Navarro-Sigüenza *et al.*, 2014; Velarde *et al.*, 2019). Su tamaño poblacional, reproducción, distribución y salud dependen de la calidad y disponibilidad del alimento y sitios para anidar, presencia de depredadores, competencia con otras especies y calidad del hábitat (Suryan *et al.*, 2000).

Algunos autores mencionan que el alimento y la depredación son los principales factores que afectan a las poblaciones anidantes de las aves marinas (Ricklefs, 1984; Baird, 1990). Ellos han encontrado que la energía obtenida del alimento por las aves debe ser mayor durante la temporada de anidación; por lo tanto, la supervivencia del adulto, así como de las crías y la reproducción exitosa en esta etapa, dependerán de la disponibilidad de las presas y la capacidad de los adultos para atrapar y transportar el alimento a las crías. En ciertas especies como los bobos, fragatas y pelícanos existe un periodo de incubación prolongado y crecimiento lento del polluelo, en consecuencia, durante los tiempos de escases y fluctuaciones irregulares del alimento, la competencia por este recurso se vuelve sumamente importante (Ricklefs, 1984). La presencia de depredadores o especies exóticas, principalmente gatos, ratas y otras especies de aves, son causantes de la mortalidad de polluelos (Anderson & Hodum, 1993; Aguirre-Muñoz *et al.*, 2005). Por ello, muchas especies suelen anidar en colonias y en islas con pocos y ningún depredador natural, logrando protección y así una mayor probabilidad de sobrevivencia de las crías (Anderson & Hodum, 1993).

El éxito de supervivencia de los polluelos está determinado por factores intrínsecos y extrínsecos a la especie en cuestión. Los intrínsecos se refieren a la capacidad de las aves para obtener alimento, cuidar y alimentar a las crías, entre otros (Vieyra *et al.*, 2009). Los factores extrínsecos hacen referencia a factores ambientales como la presencia de un sitio óptimo para la anidación, abundancia del alimento y los cambios en la dinámica océano-atmósfera, tales como, los cambios en la temperatura superficial del mar (TSM), el viento, los procesos de enriquecimiento por afloramientos de nutrientes del fondo hacia la superficie (surgencias) y las teleconexiones climáticas (Velarde *et al.*, 2004; Barbraud & Weimerskirch,

2005; Vieyra *et al.*, 2009). Estos eventos repercuten en el aumento y disminución de la productividad primaria marina, impactando en las poblacionales de peces, como pelágicos menores (sardinas, anchovetas, etc.), los cuales son alimento básico de organismos en los niveles más altos de la cadena trófica como, por ejemplo, la gran mayoría de las especies de aves y mamíferos marinos, peces pelágicos mayores y del calamar gigante (Bakun & Nelson, 1991; Velarde *et al.*, 2004; Bakun, 2006; Velarde *et al.*, 2014; Bakun *et al.*, 2015; Kampf & Chapman, 2016a).

La reproducción de las aves marinas generalmente ocurre en islas, islotes y zonas costeras poco accesibles. Dada la importancia que dichos sitios tienen para estas aves, actualmente en México la gran mayoría se encuentra catalogada como Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves en México (AICA; Arizmendi & Marquez, 2000; Aguirre-Muñoz *et al.*, 2010; González-Jaramillo, 2013). Arrecife Alacranes, ubicado a 130 km al norte de la península de Yucatán fue declarada Área Natural Protegida (ANP) con categoría de Parque Nacional el 6 de junio de 1994 (DOF, 1994) y en el año 1999 fue incluida como AICA con categoría de importancia global (NA4-C Bird Life International), debido a que "contiene a más de 7,500 parejas de aves marinas de una o más especies y que al congregarse en grandes números durante la reproducción, son poblaciones vulnerables", siendo así un área de gran importancia como sitio de anidación (CONANP, 2006).

En esta misma zona, al norte de la península de Yucatán se presenta un evento de surgencia provocado por los vientos del este (Merino, 1997; Zavala-Hidalgo *et al.*, 2006; Ruiz-Castillo *et al.*, 2016; Varela *et al.*, 2018) ocasionando un desplazamiento de las aguas superficiales hacia mar adentro, que son reemplazadas con aguas subsuperficiales frías y ricas en nutrientes. Estos movimientos de agua conllevan al aumento de nutrientes en la superficie y al aumento de la productividad primaria marina como el fitoplancton (Kampf & Chapman, 2016b), este último es responsable de aportar energía en el ecosistema marino (Cepeda-Morales *et al.*, 2017). Por lo tanto, el estudio de la clorofila-*a* (Chl-*a*; pigmento que posee el fitoplancton) es una referencia para identificar las zonas con alta productividad marina (Cepeda-Morales *et al.*, 2017; Robles-Tamayo *et al.*, 2020) y las observaciones a gran escala del color del océano son cruciales para estudiar los cambios en la dinámica biológica y física del mismo (Gregg, 2001; Gregg & Rousseaux, 2014; Cepeda-Morales *et al.*, 2017; Robles-Tamayo *et al.*, 2020). De esta forma, estudiar la variabilidad y la estacionalidad de la TSM y

de la Chl-*a*, permiten identificar tendencias, efectos de largo plazo asociados al cambio climático y fenómenos de mesoescala (surgencias, fenómenos de teleconexión), si la escala tanto temporal como espacial es adecuada.

A partir de análisis de la Chl-*a*, en conjunto con la TSM en la plataforma de Yucatán, se han identificado dos surgencias asociadas a diferentes forzamientos: la primera se asocia con el viento proveniente del este al norte de la península (Ruiz-Castillo *et al.*, 2016; Varela *et al.*, 2018), mientras que la otra se asocia con la corriente de Yucatán en el extremo este de la península, en este caso las aguas de surgencia son posteriormente advectadas por el viento a lo largo de la plataforma de este a oeste (Enríquez *et al.*, 2010; Reyes-Mendoza *et al.*, 2018); ambas surgencias generan un incremento del fitoplancton en la zona norte de la plataforma de Yucatán.

De acuerdo con lo reportado para otras especies de aves marinas (Suryan *et al.*, 2000; Ainley *et al.*, 2005; Vieyra *et al.*, 2009; Kowalcyk *et al.*, 2015), el fenómeno de surgencia juega un papel importante en la disponibilidad y abundancia del alimento de estas aves, el cual generalmente consta de peces pelágicos menores. Sin embargo, se desconoce cuál es la relación de la surgencia costera que ocurre al norte de la península de Yucatán con la anidación de las nueve especies de aves marinas que anidan en el Parque Nacional Arrecife Alacranes (PNAA). Por tal motivo, este trabajo tiene como objetivo conocer si existe una relación entre estas aves marinas y la surgencia de Yucatán, por medio del análisis comparativo de la abundancia de adultos reproductores de estas especies y los valores de la TSM y concentración de Chl-*a* en la zona marina circundante a la península de Yucatán.

## 2. ANTECEDENTES

# 2.1 Las aves marinas del arrecife Alacranes y la zona aledaña a la península de Yucatán

La península de Yucatán es la porción mexicana con mayor riqueza de avifauna de todo el país (Navarro-Sigüenza et al., 2014), en virtud de que un número importante de especies de aves migratorias utilizan esta región para invernación, descanso, protección y alimentación (Cortés-Ramírez et al., 2012). El 11% de las especies de aves marinas del mundo se pueden observar en estas áreas, ya sea de manera permanente o temporal (González-Jaramillo, 2013). En el PNAA, situado aproximadamente a 130 km al norte de la península de Yucatán, se observan 116 especies de aves, las cuales pueden ser residentes, migratorias y transeúntes, estas últimas usan las islas del arrecife como único sitio de reposo al cruzar la ruta del golfo de México o Mississipi (Figura 1; CONANP, 2006). Entre estas especies, 10 se encuentran, bajo alguna categoría de protección, enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT. Además, las islas de este arrecife son sitios importantes de anidación de nueve especies de aves marinas: Bobo Patas Rojas (Sula sula), Bobo Enmascarado (S. dactylatra), Bobo Café (S. leucogaster), Fragata Tijereta (Fregata magnificens), Gaviota Reidora (Leucophaeus atricilla), Charrán Albinegro (Onychoprion fuscatus), Charrán Café (Anous stolidus), Charrán Real (Thalasseus maximus) y Charrán de Cabot (T. acuflavidus; Tunnell & Chapman, 2000; CONANP, 2006; Morales-Vera et al., 2017).



Figura I. Rutas migratorias de aves de norte América. Tomado de <u>https://www.birdsandblooms.com/birding/birding-basics/bird-migration-flyway-zones/</u>

Comparando los registros del máximo número de individuos reportados en estudios previos (Tunnell & Chapman, 2000; Morales-Vera et al., 2017), se han observado cambios en el tamaño de las poblaciones anidantes (Tabla 1). Sin embargo, a pesar de que el PNAA cuenta con grandes poblaciones anidantes de aves marinas, han sido pocas las investigaciones que le den seguimiento al estudio de dichas poblaciones. Históricamente, los primeros informes que se conocen son por medio de textos de navegantes como Dampier (1699), quien fue el primero en narrar sobre su visita a las islas del arrecife en la época de las exploraciones europeas a la zona, seguidas de los trabajos cualitativos de Boswall (1978), Smith (1838) Marion (1884), Paynter (1955), todos ellos citados por Tunnell y Chapman (2000). En este estudio, junto con el de Morales-Vera et al. (2017), se reportó que esta zona presenta la colonia de anidación más grande del Bobo Enmascarado y es el único sitio de todo el golfo de México en presentar poblaciones anidantes del Bobo Patas Rojas. Además, Arenas-Flores (2012), menciona que la estructura de las colonias de Bobo Enmascarado puede ser influenciada por el evento de surgencia que ocurre en primavera-verano y que se origina en el extremo oriental de la península de Yucatán. A pesar de las distintas especies de aves marinas que anidan en arrecife Alacranes, el Bobo Enmascarado ha sido la especie con mayor cantidad de monitoreos registrados, por lo que, para fines de este trabajo, se tomará como base para algunos de los análisis.

Tabla I. Número de individuos y porcentaje de cambio de las especies anidantes en las islas de Arrecife Alacranes, en los años de 1986 Y 2009, de acuerdo con Tunnell & Chapman (2000) y Morales-Vera et *al.* (2017), respectivamente. Las cifras corresponden a los conteos del máximo registrado en todos los monitoreos realizados por estos autores en varios meses del año. Los números en rojo representan el porcentaje que disminuye.

Libe	Bobo de Patas Rojas	Bobo Enmascarado	Bobo Café	Fragata Tijereta	Gaviota Reidora	Charrán Albinegro	Charrán Café	Charrán Real	Charrán de Cabot	TOTAL DE ESPECIES QUE ANIDAN EN LA
Islas										ISLA
Tuppell & Chanman					6			FC	202	2
Moralos Vora et d	-	-	-	-	26	- 20	-	20	502	5
	-	40	-	-	50	30	-	80	-	4
		C								1
Moralos Vora et d	-	0 120	-	-	-	-	-	-	-	1
	-	130	-	_	00	-	-	-	-	2
Tunnoll & Chanman						26160	2717			р
Moralos Vora et al	-	-	-	-	-	20100	2714 11120	- 70	- 520	2
	_	-	-	_	220	278230	11150	70	520	5
Muertos										
Tunnell & Chapman	6	5066	-	412	20	20	-	-	-	5
Morales-Vera <i>et al</i> .	26	3060	-	100	36	340	-	-	16	6
Isla Desterrada										
Tunnell & Chapman	-	-	20	104	100	-	-	-	-	3
Morales-Vera <i>et al</i> .	-	-	160	310	600	440	-	26	200	6
TOTAL ARRECIFE										
Tunnell & Chapman	6	5072	20	516	126	26180	2714	56	302	
Morales-Vera <i>et al</i> .	26	3230	160	410	952	279040	11130	176	736	
Porcentaje de	433	64	800	80	756	1066	410	314	244	
cambio de las										
especies										
TOTAL DE ISLAS EN										
LAS QUE ANIDA				c.	_			c.	-	
CADA ESPECIE	1	3	1	2	5	4	1	3	4	

#### 2.2 Efecto de la dinámica océano-atmosfera en las aves marinas

La disponibilidad del alimento influye en la condición física de las aves marinas, la selección de su área de anidación, la capacidad de producir huevos durante la temporada reproductiva, así como de cuidar y alimentar a sus polluelos. Así, las variaciones en la dinámica océanoatmosfera pueden provocar abundancia o escases de alimento (Velarde *et al.*, 2004; Barrett, 2007; Vieyra *et al.*, 2009; Ancona *et al.*, 2011; Kowalczyk *et al.*, 2015; Velarde *et al.*, 2015; Velarde & Ezcurra, 2018). Ante estos cambios, las aves tienen la capacidad de ajustar su comportamiento, cambiando su dieta y ampliando su zona de forrajeo (Ballance *et al.*, 2006; Ancona *et al.*, 2011; González-Zamora, 2019), cambiando su zona de reproducción, reduciendo el tamaño de sus puestas y el número de crías, aplazando su reproducción y priorizando la supervivencia de los adultos (Barrett, 2007; Vieyra *et al.*, 2009; Lerma-Lizarraga, 2011; Velarde *et al.*, 2015; Velarde & Ezcurra, 2018). Sin embargo, Rindorf *et al.* (2000) menciona que no todas las especies de aves marinas tienen la capacidad de responder ante los cambios en la disponibilidad de su alimento, lo que puede tener implicaciones negativas en su éxito reproductivo.

Diversos estudios muestran cómo los cambios de la TSM repercuten en la ecología reproductiva de las aves marinas. Velarde et al. (2004) concluyen que la ecología de anidación de algunas aves marinas está fuertemente ligada con los eventos oceanográficos y abundancia del alimento de su entorno. Vieyra et al. (2009) mencionan que el fenómeno de El Niño, es decir, cuando los vientos Alisios se debilitan y en consecuencia disminuye la surgencia costera, lo que provoca un aumento de la TSM, afecta gravemente la abundancia del alimento de la Gaviota Ploma (Larus heermanni) en la región del golfo de California en México, repercutiendo en la supervivencia de los polluelos durante las temporadas de anidación. Velarde et al. (2015) mencionan que bajo condiciones de TSM cálidas el Charrán Elegante (*Thalasseus elegans*) tiene la capacidad de tomar decisiones rápidas para migrar a sitios relativamente cercanos, cuando hay poca disponibilidad de alimento cerca de algún sitio de anidación tradicional. Velarde y Ezcurra (2018) afirman que la estrategia demográfica de la Gaviota Ploma es priorizar la supervivencia durante los años de baja abundancia de alimento y maximizar el esfuerzo reproductivo durante los períodos en que la comida es abundante. Otras especies como el Bobo Café (Sula leucogaster) y el pingüino azul (*Eudyptula minor*) aumentan su zona de forrajeo cuando la disponibilidad de alimento es baja, a pesar de que esto genere un mayor gasto energético para los individuos de estas especies (Kowalczyk *et al.*, 2015; González-Zamora, 2019).

Conocer la distribución, tamaño poblacional, reproducción y comportamiento de las aves marinas puede brindarnos información sobre las fluctuaciones en las poblaciones de los peces de los cuales se alimentan y de las condiciones oceanográficas de la zona. En muchos sitios la información sobre la anidación, tamaño poblacional y las respuestas a las fluctuaciones ambientales y climáticas de las aves marinas es escasa, como lo es en arrecife Alacranes.

# 2.3 Cambios en la dinámica océano-atmosfera y su repercusión en los ecosistemas marinos

La productividad en un ecosistema marino está determinada por el intercambio y abastecimiento de nutrientes (Nitrógeno [N], Fosforo [P], Sílice [Si] y Hierro [Fe]), los cuales provienen de la descarga de ríos, ríos subterráneos (como ocurre en la península de Yucatán por su condición kárstica) y mezcla vertical del agua (Kampf & Chapman, 2016a).

Una de las variables que repercute en la disponibilidad de nutrientes en el mar es la profundidad. En la zona fótica (desde 0 hasta los 200 m, en promedio) las concentraciones de nutrientes son generalmente bajas, debido a la constante absorción por parte del fitoplancton y diatomeas, los cuales son los productores primarios en la red trófica en un ecosistema marino (Kampf & Chapman, 2016a; Bakun *et al.*, 2015). Debajo de la zona fótica se ubica la zona afótica (de los 200 a 4000 m, en promedio), que se caracteriza por contener aguas frías y ricas en nutrientes. Estas aguas pueden llegar a la superficie a través de las interacciones entre el océano y la atmósfera como, por ejemplo, la surgencia, fenómeno que se caracteriza por ser un movimiento vertical en de la columna de agua (Kampf & Chapman, 2016a).

Se conoce como surgencia al fenómeno por el cual las aguas subsuperficiales ricas en nutrientes ascienden a la zona fótica, logrando mantenerse en las capas superiores por un periodo de varios días a semanas, lo que ocasiona una disminución en la TSM, un aumento de la productividad marina y por lo tanto del fitoplancton. Al presentarse un evento de este tipo se desencadena una respuesta biológica en la red trófica, dado que el aumento del fitoplancton genera alimento para el zooplancton y estos a su vez, para los peces pelágicos menores, quienes son el alimento principal de especies que se ubican en niveles superiores de la red trófica, como los peces pelágicos mayores, tortugas, aves marinas y mamíferos marinos (Cury *et al.*, 2000; Bakun *et al.*, 2015; Kampf & Chapman, 2016b). Por tanto, la surgencia se vuelve ecológicamente importante al alimentar a numerosas especies de los distintos niveles tróficos.

Existen diferentes mecanismos generadores de eventos de surgencia, uno de los más comunes es la surgencia costera originada por el esfuerzo del viento. Esta surgencia se define como el movimiento mar adentro de las aguas superficiales inducido por el viento paralelo a la costa; el viento deberá moverse con la costa a la izquierda (derecha) en el hemisferio norte (sur). Las aguas superficiales desplazadas por el viento son sustituidas, por conservación de masa, con aguas subsuperficiales acarreando los nutrientes hacia la superficie (Bakun & Nelson, 1991; Kampf & Chapman, 2016b). La intensidad de la surgencia generada por el viento dependerá de la duración y la velocidad del mismo, por lo que, en el caso de las surgencias generadas por el viento, este factor será el determinante para la cantidad de nutrientes que lleguen a la superficie.

A nivel mundial existen regiones donde se presentan surgencias costeras, conocidas como "sistemas de surgencias del límite oriental" (Eastern Boundary Upwelling Systems o EBUS, por sus siglas en inglés), estos ocurren en las costas occidentales de Norteamérica y de Sudamérica (correspondientes a las corrientes de California y de Humboldt, respectivamente), al suroeste de África (corriente de Benguela) y suroeste de Europa y noroeste de África (corriente de las Canarias). Los EBUS están considerados entre los ecosistemas marinos más productivos e importantes del mundo, debido a la presencia de la surgencia durante todo el año o gran parte él (Bakun *et al.*, 2015; Kampf & Chapman, 2016b). Además de los EBUS, existen otras zonas de surgencia costera, sin embargo, éstas se caracterizan por tener solo afloraciones estacionales, tal es el caso del sureste del golfo de México, donde se presenta la surgencia de Yucatán (Merino, 1997; Ruiz-Castillo *et al.*, 2016; Varela *et al.*, 2018; Zavala-Hidalgo *et al.*, 2006).

La península de Yucatán se caracteriza por presentar una plataforma continental que se extiende hasta los 250 km al norte de la costa (Figura 2a; Ruiz-Castillo *et al.*, 2016). Cuenta con tres tipos de masas de agua: 1. Agua de Mar de Yucatán (YSW, por sus siglas en inglés), que es un agua cálida (26.0-31.0 °C) con una salinidad de 36.4 – 36.8, que se encuentra cerca

de la superficie, por lo general por arriba de los 150 m de profundidad; 2. Agua Subsuperficial Subtropical del Caribe (CSUW, por sus siglas en inglés), que cuenta con salinidades similares a la YSW (36.4-36.7), pero es conformada por agua relativamente fría (22.0-26.0 °C), se encuentra por lo general en la parte profunda de la plataforma (150-250 m; Enríquez *et al.*, 2013; Kurczyn *et al.*, 2021) y llega a la superficie por el proceso de surgencia (Merino, 1997; Enríquez *et al.*, 2013) y 3) Agua Común del Golfo (GCW, por sus siglas en inglés), la cual es un agua superficial (0-250 m), que se puede observar en todo el golfo de México con un intervalo muy amplio de temperatura y salinidad (~22.5 °C y 36.3-36.5, respectivamente; Vidal-Lorandi *et al.*, 2003).

Se ha reportado que la surgencia en la costa norte de la península, ocasionada principalmente por los vientos Alisios o del este (Figura 2b), está presente solo durante los meses de abril a septiembre (Merino, 1997; Ruiz-Castillo *et al.*, 2016; Zavala-Hidalgo *et al.*, 2006; Varela *et al.*, 2018). Sin embargo, Pérez-Santos *et al.* (2010) mencionan que estos vientos prevalecen durante todo el año, lo que podría facilitar la permanencia de la surgencia durante todo el año.

La surgencia en esta zona presenta temperaturas menores a los 26.5 °C, en contraste con las aguas oceánicas que pueden tener registros de temperatura de hasta los 27.0 y 29.0 °C, con registros de diferencias de temperatura entre ambas masas con un rango de 1.0 a 2.5 °C (Zavala-Hidalgo *et al.*, 2006; Varela *et al.*, 2018). Como consecuencia del aporte de aguas subsuperficiales ricas en nutrientes, se ha observado un aumento en el fitoplancton a través de la concentración de Chl-*a*, con un registro máximo entre los meses de julio y noviembre (Zavala-Hidalgo *et al.*, 2006). Las aguas de surgencia se desplazan a lo largo de la plataforma en dirección oeste a causa de los vientos del este o Alisios y de las corrientes sobre la plataforma que presentan velocidades desde 0.1 a 0.3 ms<sup>-1</sup> (DiMarco *et al.*, 2005; Reyes-Mendoza *et al.*, 2015; Ruiz-Castillo *et al.*, 2016) y que pueden ser influenciadas por la corriente de Yucatán. La corriente de Yucatán es una corriente intensa (1.5 ms<sup>-1</sup>, en promedio) y profunda (800 m) que se ubica en el extremo este de la plataforma, fluye del Caribe hacia el golfo de México a través del Canal de Yucatán y dentro del golfo recibe el nombre de corriente de Lazo (Figura 2b; Enríquez *et al.*, 2010).



Figura 2. Ubicación de la península de Yucatán (a) mapa que muestra la plataforma de Yucatán con una extensión de 250 km hacia el norte de la península y la ubicación de arrecife Alacranes, (b) Ilustración de la surgencia al norte de la península de Yucatán (delimitada por una temperatura de 26.5 °C) y la corriente de Yucatán al este de la península de Yucatán (entre 27.3 a 28.3 °C). La línea continua color roja indica la isobata de 200 m de profundidad. Datos de TSM, producto Optimal Interpolation con resolución espacial de 28 km.

Por lo anterior, la surgencia representa uno de los eventos oceanográficos que juega un papel ecológicamente importante sobre la plataforma de Yucatán, puesto que desencadena una repuesta biológica (Bakun *et al.*, 2015; Zavala-Hidalgo *et al.*, 2016; Reyes-Mendoza *et al.*, 2018) y dado que este evento se origina al sur de arrecife Alacranes donde anidan nueve especies de aves marinas (Tunnell & Chapman, 2000; Morales-Vera *et al.*, 2017), es posible que las aves usen esta área para la búsqueda de alimento en la temporada reproductiva. Sin embargo, no hay estudios que comprueben dicho supuesto y que evalúen la relación o la respuesta que pueden tener las aves marinas que anidan en la zona, ante las fluctuaciones del evento de surgencia, así como los cambios de la TSM y concentración de Chl-*a*.

## **3. HIPÓTESIS**

Si los factores bióticos y abióticos presentes en la zona marina circundante a la zona de reproducción de las aves marinas, y dentro de su rango de desplazamiento durante la temporada de anidación, influyen en los tamaños de sus poblacionales de anidación y dado que existe una surgencia en el área marina aledaña a arrecife Alacranes, la cual incrementa la productividad primaria marina de esta región, entonces las abundancias de anidación de las aves marinas en dicho arrecife estarán relacionadas con la presencia e intensidad de la surgencia, medida a partir de la variabilidad de la TSM y la Chl-*a*, ya que esta última es un indicador de la productividad primaria marina.

## 4. OBJETIVOS

### 4.1 Objetivo general

Determinar si existe una relación y la naturaleza de la misma, entre las variables ambientales, tales como la TSM y concentración de Chl-*a* y el tamaño de las poblaciones de las especies de aves marinas que anidad en el PNAA.

### 4.2 Objetivos particulares

- Describir los cambios en los tamaños de las poblaciones de aves marinas anidantes en el PNAA, de cada una de las especies, tomando en cuenta todos los estudios disponibles en los últimos treinta y cinco años.
- 2. Analizar la variabilidad interanual de la TSM y Chl-a del PNAA y sus zonas aledañas, durante treinta y nueve años.
- 3. Determinar si las variaciones de la surgencia de Yucatán, a partir de la TSM y la concentración de Chl-*a*, en la zona aledaña al PNAA durante los últimos treinta y nueve años, muestran relación con los cambios en los tamaños de las poblaciones de aves marinas anidantes en el PNAA.

## 5. MATERIALES Y MÉTODOS

### 5.1 Área de estudio

El área de estudio de este trabajo se estableció en la región sureste del golfo de México, al norte de la península de Yucatán y los análisis se realizaron en dos escalas diferentes. Para el análisis estacional y de largo plazo de la TSM y de Chl-a, se estableció una escala regional al norte de la península de Yucatán, dentro de las coordenadas 21.00°N-24.97°N y 91.00°N-87.06°W (Figura 2a; recuadro verde). Para esta delimitación se consideró, por un lado, que durante la anidación de las aves marinas, estas se desplazan en busca de alimento en un radio aproximado de hasta 250 km alrededor del punto donde se encuentra su nido (Weimerskirch et al., 2008; Kowalczyk et al., 2015), por lo cual tienen a su disposición no sólo las aguas de la laguna arrecifal, sino una variedad de ambientes alrededor de arrecife Alacranes, ofreciendo diversas condiciones oceanográficas y de presencia y abundancia de su alimento, que son principalmente los peces pelágicos menores. Por esta razón se decidió incluir en el análisis todas las áreas oceánicas que rodean las islas arrecifales. Por otro lado, se consideró, que incluyera la zona de origen de la surgencia, en el norte de la península de Yucatán (Zavala-Hidalgo et al., 2006; Varela et al., 2018). Dentro de esta zona de estudio se realizó una regionalización, en el cual se tomó en cuenta el comportamiento ecológico de las aves y el comportamiento espacial de las variables ambientales, siendo de particular interés la zona que delimita la surgencia y la zona de arrecife Alacranes, analizadas posteriormente con mayor detalle dentro de una escala local. Dicha regionalización será descrita más adelante en la sección 5.2 de Métodos.

Para el análisis de las poblaciones de aves marinas anidantes, el área de estudio se estableció en la zona del arrecife Alacranes. Este es el arrecife más grande de toda la zona (Tunnell & Chapman, 2000; Morales-Vera *et al.*, 2017) y se ubica en la plataforma de Yucatán, entre las coordenadas geográficas 22.15°N a 22.80°N y 89.40°W a 90.00°W (Figura 2a; recuadro azul). Se localiza a 130 km al norte de Puerto Progreso, frente a la costa norte de la península de Yucatán. Presenta una forma arriñonada, con una extensión de 299.76 km<sup>2</sup> (Figura 3). Tiene una longitud de 26.79 km en dirección noroeste-sureste y de 14.61 km en dirección este-oeste. Presenta cinco islas que ocupan un área total de 530,407 m<sup>2</sup> (CONANP, 2006), las cuales son: isla Pérez, isla Desterrada, isla Desertora o isla Muertos, isla Chica e

isla Blanca o Pájaros (Tunnell & Chapman, 2000; CONANP, 2006; Morales-Vera et al., 2017).

El área posee un clima cálido y seco con lluvias entre los meses de junio y septiembre, con una precipitación promedio anual de 445 mm (CONANP, 2006). En la zona predominan los vientos del este o Alisios, los cuales prevalecen durante todo el año con intensificación en primavera-verano (Zavala-Hidalgo *et al.*, 2006) y los vientos del noreste, también conocidos como "Nortes", los cuales pueden ocurrir de 7 a 9 meses del año (de septiembre a mayo), siendo más frecuentes en los meses de octubre, noviembre y diciembre, con una duración media mensual de hasta 72 horas (Kurczyn *et al.*, 2020; Romero-Arteaga & Alegría-Arzaburu, 2022).



Figura 3. Localización de arrecife Alacranes en el golfo de México

#### 5.2 Métodos

El estudio comprendió un análisis cuantitativo de datos del tamaño de las poblaciones de aves marinas anidantes en las islas de arrecife Alacranes, publicados en las últimas tres décadas. Asimismo, se analizó la variabilidad interanual de la TSM y la Chl-*a* a partir de series continuas de 39 y 19 años, respectivamente.

#### 5.2.1 Número de adultos reproductores

Se recopilaron todas las publicaciones referentes a registros de aves marinas anidantes en arrecife Alacranes, realizadas durante los últimos 35 años. Para la recopilación de la información dentro de los estudios previos se consideró la especie, la isla en la que anidaron dichas aves, el número de adultos reproductores totales en todo arrecife Alacranes, así como el mes y año de registro. Cabe resaltar, que para los nombres comunes de las especies utilizados en este trabajo se siguió la nomenclatura de Berlanga *et al.* (2019), excepto por el Charrán de Cabot, para el cual se siguió la nomenclatura de la International Ornithological Council (Gill *et al.*, 2021), tanto para el nombre científico como para el nombre común.

Las fechas de los monitoreos realizados en los estudios aquí considerados fueron: enero y julio de 1986 (Tunnell & Chapman, 2000), marzo y julio de 2009 (Morales-Vera *et al.*, 2017), mayo y octubre de 2010 (Morales-Vera, datos no publicados), noviembre de 2011 y mayo de 2012 (Arenas-Flores, 2012). En los monitoreos de 1986 y 2009 se reportan registros de nueve especies de aves marinas y se llevaron a cabo en las cinco islas del arrecife, mientras que, en los años de 2010, 2011 y 2012, los monitoreos fueron únicamente para la especie del Bobo Enmascarado en isla Blanca. Al haber mayor disponibilidad de datos para el Bobo Enmascarado en isla Blanca, los análisis de la TSM y concentración de Chl-*a* y su relación con las aves marinas en el presente estudio, se enfocaron en esa especie y en dicha isla.

#### 5.2.2 Análisis de la TSM y Chl-a

La TSM y la concentración de Chl-*a*, se pueden medir con sensores remotos que tienen la capacidad de obtener datos con cobertura global a través de la irradiación ascendente en varias longitudes de onda desde la superficie del mar (Gregg, 2001; Longhurts, 2007; Gregg & Rousseaux, 2014); en donde la TSM absorbe longitudes de onda de 500-700 nm (el color rojo-verde) y refleja longitudes de onda de 400-500 nm (la luz azul), mientras que la Chl-*a* absorbe longitudes de onda entre 400-500 nm (luz azul) y refleja las longitudes de entre 500-700 nm (rojo-verde; Longhurts, 2007).

# 5.2.2.1 Selección de los productos en espacio y tiempo para el análisis de la TSM y Chl-a

Para determinar los datos de la TSM más adecuados para el estudio, se realizó la validación de los datos, al comparar tres productos con diferente resolución espacial y disponibilidad de

mediciones en el tiempo. El primer producto fue obtenido del Radiómetro Avanzado de Muy Alta Resolución (Advanced Very High Resolution Radiometer; AVHRR), que es un escáner de barrido de banda ancha que detecta la radiación terrestre en diferentes longitudes de onda del espectro electromagnético en seis canales: tres canales solares dentro del espectro infrarrojo-visible (de 0.58 µm hasta 1.64µm) y tres canales dentro del infrarrojo térmico, que son utilizados para la detección de la TSM (de 3.55 µm hasta 12.5µm). Los datos de este producto cuentan con una resolución espacial de 4 km y una resolución temporal mensual de 1983 a 2021. El segundo es un producto de la Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio (NASA, por sus siglas en inglés), obtenido a partir del espectroradiómetro de imágenes de resolución moderada (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer; MODIS), que se encuentra a bordo del satélite Aqua. Este aparato obtiene datos en 36 bandas espectrales en longitudes de onda entre las 0.4 µm y hasta 14.4µm. El producto MODIS-Aqua utilizado cuenta con una resolución espacial de 4 km y una resolución temporal mensual entre 2003 y 2021. El tercer producto es distribuido por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA, por sus siglas en inglés) y es conocido como "Optimal Interpolation" (OI-SST V2; Reynolds et al., 2002); utiliza los datos AVHRR como base, pero estos son interpolados utilizando observaciones directas obtenidas a partir de barcos, boyas y flotadores Argos, en una malla regular a nivel global. Los datos de TSM de este producto cuentan con una resolución temporal diaria y con una resolución espacial de 28 km de 1983 a 2021 (Tabla 2).

Para el análisis entre estos tres productos se descargó un año de datos de cada uno de los productos. Se seleccionó todo el año para evaluar los cambios estacionales de la TSM considerando el desarrollo de la surgencia, que se presenta durante los meses de abril a septiembre (Merino, 1997; Ruiz-Castillo *et al.*, 2016; Zavala-Hidalgo *et al.*, 2006; Varela *et al.*, 2018) y se tomó como referencia el año de 2016. Sin embargo, el resultado de la validación entre productos no depende del periodo seleccionado o del año tomado como referencia, debido a que las diferencias entre los productos están asociadas al tipo de interpolación espacial utilizada en el procesamiento de los datos de satélite y la periodicidad con la que se toma la medición directa por el satélite en un mismo punto específico de la Tierra. Se analizó el promedio anual (no se muestra) y el promedio mensual para los meses de mayo, junio, julio y agosto (temporada de la surgencia; Figura 4), con el propósito de

evaluar la distribución espacial de las isotermas; se usó como referencia la isoterma de 28 °C, que para este caso indica el límite de la surgencia.

Los datos de MODIS-Aqua, así como los de OI, presentaron un comportamiento comparable, en donde se observa el límite de la surgencia a 110 km de la costa de Yucatán, al contrario que los datos de AVHRR, donde no se observó un límite claro de la surgencia (Figura 4); además, para este producto la isoterma de 28.0 °C mostró una distribución espacial irregular sobre las aguas oceánicas, a aproximadamente 10 km al norte del límite de la plataforma continental, considerado como la isóbata de 200 m de profundidad. A pesar de que el producto MODIS-Aqua cuenta con una mejor resolución espacial (4 km), los datos solo están disponibles a partir del año 2003, por tanto, para el análisis de la variabilidad de la TSM se decidió trabajar con los datos OI (28 km), disponibles de enero de 1983 a agosto de 2021.

Para los datos de la Chl-*a*, no hay tantos productos disponibles como para la TSM, por lo que para esta variable se trabajó con el producto MODIS-Aqua, que cuenta con una resolución espacial de 4 km y resolución temporal mensual entre 2003 y 2021.

Variable	Producto	Resolución espacial	Resolución temporal	Años	Fuente
	AVHRR MODIS-	4 km 4 km	Mensual Mensual	1983- 2021 2003-	AVHRR Pathfinder SST   Centros Nacionales de Información Ambiental (NCEI) (noaa.gov) Datos de Oceancolor:/
TSM	Aqua			2021	<u>(nasa.gov)</u> Interpolación óptima SST
	OI	28 km	Diaria	1983- 2021	<u>Centros Nacionales de</u> Información Ambiental (NCEI) (noaa.gov)
Chl-a	MODIS- Aqua	4 km	Mensual	2003- 2021	<u>Datos de Oceancolor:/</u> (nasa.gov)

Tabla 2. Disponibilidad de productos de la TSM y Chl-a en resolución y tiempo.



Figura 4. Promedios mensuales de la TSM para el año 2016 y los datos de AVHRR (4 km), MODIS-Aqua (4 km) y OI (28 km); en los tres productos se muestra la isoterma de 28.0 °C.

#### 5.2.2.2 Promedio temporal y estacionalidad de la TSM y Chl-a

Con los datos diarios de la TSM (producto OI) y mensuales de la Chl-*a* (producto MODIS), se calcularon mapas del promedio temporal para el periodo total disponible ( $\bar{X}_T$ ; Ecuación 1). Se calculó también el ciclo estacional ( $\bar{X}_m$ ), es decir, el promedio de cada uno de los meses por separado (enero, febrero, marzo, etc.) para los 39 y 19 años, respectivamente (Ecuación 2). En el caso de la TSM al contar con más de 30 años de datos, su ciclo estacional puede ser considerado como una **climatología**, mientras que para la Chl-*a*, al contar con menos de 30 años de datos se nombró solamente como **ciclo estacional**.

#### Ecuación I. Promedio periodo total

$$\bar{X}_T = \frac{\sum_{i=1}^N x_i}{N}$$

Donde:

 $\bar{X}_T$  = Promedio del periodo total disponible.

 $x_i$  = Valor diario o mensual (*i*) de TSM o Chl-*a* disponibles, respectivamente,

para cada punto en el mapa.

N = Número total de datos en el tiempo.

#### Ecuación 2. Ciclo Estacional

$$\bar{X}_m = \frac{\sum_{i=1}^{N_a} x_{i(m)}}{N_a}$$

Donde:

 $\overline{X}_m$  = Ciclo estacional.

 $x_{i(m)}$ = Cada uno de los valores diarios o mensuales de TSM o Chl-*a*, respectivamente, que corresponden al mes m, para todos los años disponibles.  $N_a$ = Número de años.

## 5.2.2.3 Estandarización de polígonos para la TSM y Chl-a, dentro de la zona de estudio

A partir del análisis de estacionalidad, es decir la climatología de la TSM y el ciclo estacional de la Chl-*a*, se observaron distintos ambientes físicos en el área de estudio que, junto con los ambientes ecológicos conocidos en la zona, fueron utilizados como criterios para dividir el área de estudio en cinco polígonos: 1. Surgencia, 2. Arrecife Alacranes, 3. Plataforma Noreste, 4. Quiebre de la Plataforma y 5. Mar Abierto (Figura 5). Con la finalidad de comprobar si existía diferencia significativa entre los promedios anuales de cada una de esas variables entre dichos polígonos, se realizó un análisis de ANOVA, utilizado para comparar las varianzas entre las medias de dos o más grupos, así como un análisis posthoc que permitió realizar todas las comparaciones posibles entre los grupos y así conocer a detalle los polígonos con diferencias significativas tanto para la TSM como para la Chl-*a*.



Figura 5. Promedio de la TSM (a) y de la concentración de Chl-*a* (b). Se muestra la división de la zona de estudio en los siguientes polígonos: Surgencia (negro), arrecife Alacranes (rojo), Plataforma Noreste (azul), Quiebre de la Plataforma (rosa) y Mar Abierto (blanco). En la sección a) los puntos indican la resolución espacial para la TSM. La línea roja continua indica la

isóbata de 200 m de profundidad que define el límite de la plataforma continental, las líneas negras continuas representan las isobatas de 500 m y 1000 m de profundidad, respectivamente.

#### 5.2.2.4 Variabilidad interanual de la TSM y Chl-a para cada polígono

Para cada uno de los polígonos se analizó la variabilidad interanual. Se calculó el promedio espacial para todos los datos dentro de cada polígono previamente establecido (Ecuación 3). Posteriormente se calcularon los promedios anuales (de enero a diciembre; Ecuación 4), para todos los datos dentro de cada polígono entre 1983 y 2021 para la TSM y de 2003-2021 para la Chl-*a*. Por último, se obtuvieron las anomalías de la serie temporal anual de cada una de las variables (*Xa*; Ecuación 5). Las anomalías representan las variaciones de una serie temporal con respecto a su valor promedio y permiten comparar entre sí series temporales de diferente intensidad (Ecuación 5).

#### Ecuación 3. Promedio espacial

$$\bar{X}_E = \left(\frac{\sum_{j=1}^{ne} X_j}{ne}\right)$$

Donde:

 $\bar{X}_E$ = Serie temporal (diaria o mensual) del promedio de todos los valores dentro de cada polígono

 $X_i$  = Representa cada punto espacial dentro del polígono.

ne= Número total de datos dentro del polígono.

#### Ecuación 4. Variabilidad interanual

$$\bar{X}_{anual} = \left(\frac{\sum_{i=1}^{n} \bar{X}_{E_{i(ano)}}}{n}\right)$$

Donde:

 $\overline{X}_{anual}$  = Serie temporal de los promedios anuales.

 $X_{E_{i(ano)}}$  = Cada uno de los valores correspondientes a un año específico de enero a diciembre de la serie temporal  $\overline{X}_E$ .

*n*= Número de datos para cada año.

#### Ecuación 5. Anomalías

$$Xa = X_{i(anual)} - X_p$$

Donde:

Xa = Anomalías de la serie temporal anual

 $X_{i(anual)}$  = Cada uno de los valores de las anomalías de la serie temporal anual

 $X_p$  = Promedio del periodo total disponible.

Para obtener la tasa de incremento o decremento lineal de la TSM y Chl-*a* por década, en el polígono Surgencia, se calcularon las tendencias de la variabilidad interanual de estas variables por medio de una regresión lineal. En el caso de la TSM se aproximaron dos rectas a la serie interanual, una del año 1983 al 2009 y otra del año 2010 a 2021. Posteriormente, se le restó al valor máximo el valor mínimo a cada una de las rectas. Al valor resultante se dividió entre el número de años totales, dividido entre 10, para obtener el cambio de TSM por década (Ecuación 6). Se realizó un estadístico de contraste a través de la prueba F (hipótesis nula) de pendientes no homogéneas, para evaluar si las dos rectas eran estadísticamente diferentes. Para la Chl-*a*, al contar con 19 años de datos (2003-2009), solo se determinó una recta, en donde, se obtuvo el cambio de la concentración de Chl-*a* por década mediante la Ecuación 6.

#### Ecuación 6. Tendencia en unidades por década

$$T = \frac{X_{max} - X_{min}}{(\frac{N}{10})}$$

Donde: T= Tendencia de la serie  $X_{max}$ = Valor máximo de la recta  $X_{min}$ = Valor mínimo de la recta N= Número de años.

## 5.2.2.5 Variabilidad interanual de las anomalías de la TSM y Chl-a del polígono Surgencia

Con el propósito de comparar el comportamiento de la variabilidad interanual de la TSM y la Chl-a a en una escala local dentro del polígono denominado Surgencia, se compararon las anomalías de ambas variables (*Xa*; Ecuación 5), calculadas a partir de datos mensuales

solamente para dicho polígono entre 2003 y 2021. Para este análisis se usaron datos MODIS-Aqua, para que fueran directamente comparables, ya que ambas variables cuentan con una resolución espacial de 4 km y 2003 – 2021 es el periodo disponible para este producto de mayor resolución espacial.

#### 5.2.2.6 Valores mensuales de la TSM y Chl-a

Se analizaron los cambios de los promedios mensuales de la TSM y concentración de Chl-*a* de marzo, mayo, julio, agosto, octubre y noviembre de los años 2009, 2010, 2011 y 2012 (meses y años con registro de adultos reproductores del Bobo Enmascarado en isla Blanca), dentro de una escala local para los polígonos de Surgencia y de Arrecife Alacranes (Figura 5), con el propósito de evaluar los cambios mensuales en el comportamiento espacial de la TSM y la concentración de Chl-*a* en la región marina circundante a la península de Yucatán. Para este análisis también se utilizaron datos del producto MODIS-aqua, con una mayor resolución espacial (4km).

#### 5.2.2.7 Análisis de características fisicoquímicas del polígono Arrecife Alacranes

Finalmente se calculó el ciclo estacional (Ecuación 2) de la distribución espacial de la TSM y la Chl-*a*, específicamente para el polígono Arrecife Alacranes (Figura 5), con el fin de discutir los cambios estacionales en una escala local dentro de la laguna arrecifal, ya que este es el área marina más cercana al sitio en donde anidan las aves marinas.

## 5.2.3 Relación entre el número de adultos reproductores del Bobo Enmascarado anidando en isla Blanca con las variables oceanográficas

Dado que la especie con mayor disponibilidad de datos fue del Bobo Enmascarado en isla Blanca, se usaron estos datos para determinar si existe una relación entre el número de individuos reproductivos de esta especie en dicha isla y las variables oceanográficas estudiadas. Para ello se realizó una prueba de regresión, con un nivel de significancia p<0.05, entre el número de estas aves anidantes para cada año en los cuales se disponía de datos y la TSM, así como la Chl-*a*. Esto exclusivamente para el polígono de Surgencia.

Es importante considerar que la respuesta de las aves marinas puede no ocurrir inmediatamente después de los cambios en las variables oceanográficas, es decir, el número de nidos establecidos por las aves en un año determinado puede responder a las condiciones ambientales ocurridas varios meses o hasta años antes del establecimiento de estos nidos (Ancona & Drummond, 2013); debido a esto, se realizó un análisis de regresión con corrimientos secuenciales con un paso de tiempo de 1 año (ventana corrediza). En primera instancia se obtuvo la correlación entre las series sin corrimiento (corrimiento = 0) y posteriormente se procedió a retroceder la serie del número de adultos de Bobo Enmascarado anidando en la isla, un año a la vez con respecto a la serie de TSM o de concentración de Chl-*a*, obteniendo la correlación (r) y su significancia (*p*) para cada paso de tiempo en años (corrimiento = -1, -2, etc.).

El número de años considerados en el corrimiento fue de 10 años para la TSM. Se consideró el tiempo en el que estas variables pueden tener un efecto sobre las aves, incluso de manera generacional, de acuerdo con Ancona y Drummond (2013). En el caso de la Chl*a*, al contar únicamente con datos para el periodo 2003 al 2021, el corrimiento sólo fue de 6 años.

## 6. RESULTADOS

#### 6.1 Número de adultos reproductores

Entre los monitoreos de julio de 1986 y 2009 se observó que en ocho especies hubo un incremento en el porcentaje de adultos reproductores. Estos fueron: el Bobo Patas Rojas con 1300% (Figura 6a), Bobo Café con 100% (Figura 6b), Bobo Enmascarado con 157% (Figura 6c), Fragata Tijereta con 621% (Figura 6d), Gaviota Reidora con 756% (Figura 6e), Charrán Café con 410% (Figura 6f), Charrán Real con 293% (Figura 6g) y Charrán de Cabot con 244% (Figura 6h). Por el contrario, la especie Charrán Albinegro tuvo una disminución en el número de adultos reproductores del 24% (Figura 6i).



Figura 6. Número de adultos reproductores, para todas las islas de arrecife Alacranes, del Bobo de Patas Rojas (a), Bobo Café (b), Bobo Enmascarado(c), Fragata Tijereta (d) Gaviota Reidora (e), Charrán Café (f), Charrán Real (g), Charrán de Cabot (h), y Charrán Albinegro (i) de los años de 1986 (Tunnell & Chapman, 2000) y 2009 (Morales-Vera et al.,2017), representados con las barras azul y negras, respectivamente.

La especie Bobo Enmascarado anidó solamente en isla Desertora, isla Chica e isla Blanca (Tabla 1). Sin embargo, la mayor disponibilidad de datos se encuentra en isla Blanca, con adultos reproductores en los meses de enero, marzo, mayo, julio, octubre y noviembre (Figura 7). El menor número de los adultos reproductores en esta isla se observó en julio del 2009 (Morales-Vera *et al.*, 2017) y mayo del 2010 (Morales-Vera, datos no publicados) y el máximo en mayo del 2012 (Figura 7; Arenas-Flores, 2012).



Bobo Enmascarado en isla Blanca

Figura 7. Número de adultos reproductores del Bobo Enmascarado en isla Blanca para los años de 1986 (Tunnell & Chapman, 2000), 2009 (Morales-Vera et al.,2017), 2010 (Morales-Vera, datos no publicados), 2011 y 2012 (Arenas-Flores, 2012).

#### 6.2 Análisis de la TSM y Chl-a

#### 6.2.1 Promedio temporal de la TSM y Chl-a

El promedio de la TSM de la surgencia costera para todo el periodo de estudio, presentó una variación espacial que fluctuó de los 26.0 °C en la zona cercana a la costa hasta los 26.4 °C en la zona alejada de la costa, a diferencia de las aguas oceánicas, donde el promedio de la TSM tuvo un comportamiento espacial con temperaturas mayores a 26.6 °C. Además, en la zona este del área de estudio se observó la corriente de Yucatán, con aguas cálidas del Caribe y temperaturas promedio que variaron espacialmente entre los 27.4 y 28.0 °C (Figura 8a).

La mayor concentración de Chl-*a* en el promedio temporal de largo plazo se observó cerca de la costa, con variaciones espaciales entre  $0.4 \text{ y } 7.0 \text{ mg/m}^3$ , extendiéndose hasta 69 km, así como dentro del PNAA (entre  $0.4 \text{ y } 1.5 \text{ mg/m}^3$ ). En cambio, hacia aguas oceánicas, la concentración promedio de Chl-*a* estuvo por debajo de los  $0.1 \text{ mg/m}^3$  (Figura 8b). Debido a que la zona de influencia de la corriente de Lazo presenta una dinámica y características de TSM y concentración de Chl-*a* diferentes a la del área de estudio, esta zona no fue considerada dentro de este estudio.



Figura 8. Mapa del promedio temporal de la TSM (°C) entre 1983 y 2021 (a) y la concentración de la Chl-a (mg/m<sup>3</sup>) entre 2003 y 2021 (b) en la zona marina aledaña a la península de Yucatán. La línea roja continua indica la isóbata de 200 m de profundidad, las líneas negras continuas representan las isobatas de 500 m y 1000 m de profundidad, respectivamente.

#### 6.2.2 Ciclo estacional de la TSM y concentración de la Chl-a

De diciembre a abril el ciclo estacional de la TSM osciló entre los 22.0 °C y los 26.6 °C en toda la zona de estudio. Los meses de mayo y noviembre fueron de transición con temperaturas de entre 26.7 y 27.9 °C. De junio a octubre, hacia aguas oceánicas se observaron las temperaturas más altas de todo el año (de 28.0 a 29.8 °C; Figura 9), asociadas al calentamiento estacional propio de la zona, mientras que, en la zona costera al norte de la península de Yucatán, se observaron temperaturas más frías (menores a 27.8 °C) indicativas de surgencia. El inicio de la surgencia ocurrió en abril, intensificándose hacia junio (con una temperatura menor a 27.8 °C), con una extensión de hasta 104 km a partir de la costa (Figura 9).



Figura 9. Climatología de 39 años, que muestra el ciclo estacional de la TSM en la zona marina aledaña a la península de Yucatán. La línea delgada negra indica la posición de la isoterma de 27.8 °C y la línea gruesa negra indica la isóbata de 200 m de profundidad.

En el ciclo estacional de la concentración de Chl-*a*, se observaron valores que variaron espacialmente de 0.4 a 3.0 mg/m<sup>3</sup> alrededor de la costa y en el PNAA durante todo el año. De junio a agosto se observó la concentración más intensa (con un máximo de 7.0 mg/m<sup>3</sup>), con una extensión de hasta 83 km de la costa. En congruencia con la presencia de la surgencia observada a partir de la TSM, estos valores de concentración de Chl-*a* indicaron mayor productividad en dichos meses (Figura 10).



Figura 10. Ciclo estacional de 39 años de la concentración de Chl-*a* (mg/m<sup>3</sup>) en la plataforma de Yucatán. La línea negra gruesa indica la isóbata de 200 m de profundidad.

#### 6.2.3 Estandarización de polígonos para la TSM y Chl-a

La serie temporal del promedio anual de la TSM difirió significativamente entre los polígonos de Surgencia con todos los demás polígonos, al igual que entre Mar Abierto y Plataforma Noroeste (p<0.001). Mar Abierto también difirió significativamente con respecto a Quiebre de Plataforma y Arrecife Alacranes (p<0.01 y p<0.05, respectivamente; Tabla 3). Mientras que no se encontraron diferencias significativas para Plataforma Noreste con relación a Quiebre de Plataforma ni con Arrecife Alacranes. El promedio anual de la Chl-a fue significativamente diferente entre el polígono de Surgencia (p<0.001) y los demás polígonos. El polígono de Arrecife Alacranes también difirió significativamente (p<0.05) con los polígonos de Mar Abierto y Quiebre de Plataforma, mas no con respecto a Plataforma Noroeste (Tabla 4). Dados los resultados, se unificaron los polígonos que no mostraron diferencias significativas con ningún otro polígono, con respecto a la variable de Chl-a, quedando únicamente los siguientes polígonos para los análisis posteriores: 1. Surgencia, 2. Arrecife Alacranes y 3. Plataforma; este último incluye también la zona del quiebre de la plataforma y de mar abierto (Figura 11).

Significado de códigos	<0.001 '***'	<0.01 '**'	<0.05 '*'	>0.05 'ns'	
	Surgencia	Mar Abierto	Arrecife Alacranes	Quiebre de Plataforma	Plataforma Noreste
Orden de rango	1	2	3	4	5
Orden de medias	26.25	26.50	26.66	26.71	26.80
Comparación					
1		***	***	***	* * *
2			*	**	***
3				ns	ns
4					ns

Tabla 3. Análisis Posthoc de la diferencia de los promedios anuales de la TSM entre polígonos.

Tabla 4. Análisis Posthoc de la diferencia de los promedios anuales de la Chl-a entre polígonos.

Significado de códigos	<0.001'***'	<0.01 '**'	<0.05 '*'	>0.05 'ns'	
	Mar Abierto	Quiebre de Plataforma	Plataforma Noreste	Arrecife Alacranes	Surgencia
Orden de rango	1	2	3	4	5
Orden de medias	0.0945	0.1019	0.1328	0.1825	0.78
Comparación					
1		ns	ns	***	***
2			ns	*	***
3				ns	***
4					***



Figura II. División de la zona de estudio después del análisis de ANOVA y Posthoc para la TSM (a) y la Chl-a (b). Los polígonos son: Surgencia (negro), Arrecife Alacranes (rojo) y Plataforma (Azul). La línea roja continua indica la isóbata de 200 m de profundidad, las líneas negras continuas representan las isobatas de 500 m y 1000 m de profundidad, respectivamente.

#### 6.2.4 Variabilidad interanual de la TSM y Chl-a para cada polígono

La variabilidad interanual de la TSM del polígono de Surgencia tuvo un promedio de 26.25 °C, Arrecife Alacranes de 26.66 °C y Plataforma de 23.73 °C. Además, la desviación estándar de las temperaturas de los polígonos Surgencia, Arrecife Alacranes y Plataforma fue de 0.32 °C, 0.31 °C y 0.31 °C, respectivamente (Figura 12).

En la variabilidad interanual se observaron tres periodos de tiempo con un comportamiento estacionario, el primero de 1984 a 1988, donde la temperatura se registró por debajo del promedio (con anomalías de -0.05 a -0.61 °C); el segundo de 1990 a 2009, con valores de temperatura entre -0.44 a 0.35 °C y el tercer periodo de 2015 a 2021 con registros de temperatura por arriba del promedio (de 0.10 a 0.76 °C; Figura 12); entre estos tres periodos estacionarios, se observan años de transición en donde la TSM aumenta.



Figura 12. Variabilidad interanual de 39 años (1983-2021) de las anomalías de la TSM (eje izquierdo). La línea negra corresponde al polígono Surgencia, la línea roja a Arrecife Alacranes y la línea azul a Plataforma. Los puntos color rosa indican el año y el número de adultos reproductores del Bobo Enmascarado en isla Blanca (eje derecho).

La TSM mostró un comportamiento oscilatorio, con una periodicidad entre 3 a 4 años y un incremento de la temperatura en los últimos 39 años para los tres polígonos, lo cual sería un indicador de que la surgencia es cada vez menos intensa (Figura 12). A lo largo de estos 39 años, se observó que el incremento de la temperatura no fue constante en el tiempo y se determinó que existen dos tendencias, las cuales fueron estimadas para el polígono Surgencia. Entre 1983 y 2009 la tendencia de la TSM tuvo un incremento de 0.035 °C/década y la regresión de este primer ajuste dio una R<sup>2</sup>=0.014 con un *p*= 0.560. Entre 2010 y 2021 la tendencia tuvo un incremento de 0.882 °C/década, con una R<sup>2</sup>= 0.533 y una *p*= 0.007 (Figura 13). La diferencia entre las pendientes de las rectas estimadas para los dos periodos fue significativa, con una *p*<0.05.



Figura 13. Líneas de tendencia en la TSM para el polígono Surgencia. La tendencia I (roja) abarca el periodo de 1983 a 2009 y la tendencia 2 (azul) abarca el periodo de 2010 a 2021. Los valores de regresión del ajuste de las rectas y su p se encuentran indicados, según el color que corresponde a cada recta.

En la variabilidad interanual de la concentración de Chl-*a* se observaron valores promedio de 0.86 mg/m<sup>3</sup> para el polígono Surgencia, 0.24 mg/m<sup>3</sup> para Arrecife Alacranes y 0.12 mg/m<sup>3</sup> para Plataforma, por lo que se observó que la productividad del polígono de Surgencia fue en promedio 3.5 veces mayor que la de Arrecife Alacranes y siete veces mayor que la de Plataforma (Figura 14a). La desviación estándar de la concentración de Chl-*a* fue de 0.17 mg/m<sup>3</sup>, 0.02 mg/m<sup>3</sup> y 0.01 mg/m<sup>3</sup> para los polígonos de Surgencia, Arrecife Alacranes y Plataforma, respectivamente, por lo que la amplitud de las oscilaciones también fue entre tres y diez veces mayor en el polígono Surgencia, con respecto al resto de los polígonos (Figura 14a). La tendencia de la Chl-*a* tuvo un decremento de 0.092 mg/m<sup>3</sup>/década con una R<sup>2</sup>=0.084 y una *p*=0.223 (Figura 14b).



Figura 14. Variabilidad interanual de 19 años (2003-2021) de las anomalías de la Chl-*a* (a; eje izquierdo) y tendencia (azul) de la Chl-*a* para el polígono Surgencia (b). La línea negra corresponde al polígono Surgencia, la línea roja a Arrecife Alacranes y la línea azul a Plataforma. Los puntos color rosa indican el año y el número de adultos reproductores del Bobo Enmascarado en isla Blanca (a; eje derecho).

Al comparar la variabilidad interanual de la TSM con los 5 años con registros de aves marinas, se observó que las anomalías de la TSM para 1986, 2010 y 2011 presentaron valores por debajo del promedio en los tres polígonos (entre -0.15 y -0.57 °C), mientras que en el año 2009 la anomalía fue negativa para el polígono Surgencia (de -0.17 °C) y positivas para los polígonos Arrecife Alacranes y Plataforma (de 0.004 y 0.13 °C, respectivamente), en cambio, en 2012 se observaron anomalías por arriba del promedio en los tres polígonos (entre 0.09 a 0.26 °C; Figura 12).

En las anomalías de la concentración de Chl-*a* se observó que para el año 2009 el polígono Surgencia registró una anomalía de  $0.09 \text{ mg/m}^3$ , en el año 2010 la anomalía de Chl-*a* fue de -0.03 mg/m<sup>3</sup> y para el año 2011 tuvo un incremento substancial hasta los 0.56 mg/m<sup>3</sup> (Figura 14a). En los otros dos polígonos, para los años 2009, 2010 y 2011 se observó una concentración de Chl-*a* cercana al valor promedio del periodo de estudio, con anomalías de entre -0.0003 y 0.02 mg/m<sup>3</sup> (Figura 14a). Por el contrario, en 2012 los tres polígonos presentaron concentraciones de Chl-*a* por debajo del promedio (anomalías entre -0.008 y - 0.03 mg/m<sup>3</sup>; Figura 14a).

## 6.2.5 Variabilidad interanual de las anomalías de la TSM y Chl-*a* del polígono Surgencia

Las anomalías de la TSM y Chl-*a* para el polígono Surgencia mostraron un comportamiento inverso con un coeficiente de correlación significativo de -0.53 (p<0.05). Esto indica que, cuando la TSM aumenta, la Chl-*a* disminuye y viceversa. Sin embargo, en los años 2007, 2010, 2011, 2014, 2015, 2020 y 2021 no se observó esta respuesta inversa de la concentración de Chl-*a* con respecto a la TSM (Figura 15).

Para los años con registros del Bobo Enmascarado en isla Blanca (de 2009 a 2012), se observó que en 2012, año con el mayor número de adultos reproductores (194; indicado en la Figura 15 con números), la TSM se encontró ligeramente por arriba del promedio (0.04 °C) y la Chl-*a* disminuyó por debajo del promedio (-0.04 mg/m<sup>3</sup>). Esto ocurrió dos años después de observarse los valores más bajos de la anomalía en la TSM (-0.68 °C) y un año después de ocurridos los valores más altos de concentración de Chl-*a* (0.57 mg/m<sup>3</sup>; Figura 15).

En los años con cantidades menores de adultos reproductores (130, 124 y 102 en los años 2009, 2010 y 2011, respectivamente), las anomalías de la TSM fueron negativas, de - 0.24 a - 0.68 °C y las anomalías de Chl-*a* positivas, de  $0.09 \text{ a} 0.56 \text{ mg/m}^3$ , con excepción del año 2010 con 128 individuos, donde la Chl-*a* registró una anomalía de  $-0.04 \text{ mg/m}^3$  (Figura 15).



Figura 15. Variabilidad interanual de la TSM (línea continua negra y eje izquierdo) y concentración de Chl-a (línea continua verde y eje derecho) del polígono de Surgencia. Las lineadas punteadas indican los años de registros del Bobo Enmascarado. \*= número de adultos reproductores del Bobo Enmascarado en isla Blanca.

#### 6.2.6 Valores mensuales de la TSM y Chl-a

En los cambios mensuales de la TSM se observó que la surgencia, además de ser más intensa en 2010 y 2011, presentó una extensión de hasta 123 km fuera de la costa. Por el contrario, la surgencia menos intensa se presentó en 2012, con una extensión menor, ya que solamente llego a 54 km fuera de la costa (Figura 16).

La mayor concentración de Chl-*a* para los meses analizados se observó en los años 2009 y 2011 (con 0.4 a 5.5 mg/m<sup>3</sup>, respectivamente); estos años también mostraron una mayor extensión de la Chl-*a* hacia las aguas oceánicas, alcanzando hasta los 130 km de distancia de la costa. En los meses correspondientes a la surgencia (de mayo a agosto), se observaron concentraciones de Chl-*a* de hasta 5.5 mg/m<sup>3</sup> (Figura 17).

Con respecto al número de adultos reproductores del Bobo Enmascarado en isla Blanca, no se observó una relación inmediata con respecto a la concentración de Chl-*a* en el mismo año (Figura 17).



Figura 16. Valores mensuales de la TSM en la región marina circundante a la península de Yucatán, de los años 2009, 2010, 2011 y 2012. Los gráficos enmarcados en color rojo indican los meses con registros del Bobo Enmascarado en isla Blanca de cada uno de esos años. \* número de adultos reproductores del Bobo Enmascarado en isla Blanca.



Figura 17. Valores mensuales de la Chl-a en la región marina circundante a la península de Yucatán, para los años 2009, 2010, 2011 y 2012. Los gráficos enmarcados en color rojo indican los meses con registros del Bobo Enmascarado en isla Blanca de cada uno de esos años (\*= número de adultos reproductores).

## **6.2.7** Análisis de características fisicoquímicas del polígono Arrecife Alacranes En la climatología de la TSM en el PNAA, se observa que de diciembre a abril la TSM fue de 23.0 a 25.8 °C, en mayo y noviembre varió de 26.0 a 27.0 °C y de junio a octubre se presentaron las temperaturas más altas (de 27.2 a 30.6 °C; Figura 18). Es decir, se observó un ciclo estacional con aumento de la TSM en verano, en contraste con la zona de Surgencia, donde, durante esta estación del año ocurre una disminución de la TSM (Figura 9). En la Chl*a*, se observaron concentraciones de 0.2 a 3.5 mg/m<sup>3</sup> de enero a diciembre en el PNAA, sin un cambio estacional aparente (Figura 19).



Figura 18. Ciclo estacional de la TSM de 2003 a 2021 en el polígono Arrecife Alacranes.



Figura 19. Ciclo estacional de la Chl-a de 2003 a 2021 en el polígono Arrecife Alacranes.

## 6.3 Relación entre el número de adultos reproductores del Bobo Enmascarado anidando en isla Blanca con las variables oceanográficas

La correlación de la TSM con el número de adultos reproductores de Bobo Enmascarado tuvo los mayores valores negativos para los corrimientos de 2 y 6 años, con valores de correlación de r=-0.87 y r=-0.84, respectivamente (Tabla 5). El corrimiento de 0 años presentó un valor de correlación positivo de r=0.89. Sin embargo, en ninguno de estos casos la correlación fue significativa (Tabla 5).

Para la relación entre el número de adultos reproductores y la concentración de Chla en la zona de Surgencia, se observó que en el corrimiento de 2 años se obtuvo una correlación de r= -0.86 con una p=0.14 (Tabla 5), mientras que con un desfase de 1 año, se obtuvo un valor de correlación de r = 0.9998 con una significancia de p = 0.0002, es decir, en este último se mostró una fuerte relación entre el incremento en el número de adultos conforme aumentó la Chl-a (Tabla 5 y Figura 20).

	TS	М	Ch	- <i>a</i>
Corrimientos	r	p	r	р
0	0.89	0.11	-0.65	0.35
1 año	-0.28	0.72	0.9998	0.0002
2 años	-0.87	0.13	-0.86	0.14
3 años	0.26	0.74	-0.13	0.87
4 años	-0.54	0.46	0.34	0.66
5 años	-0.13	0.87	0.84	0.16
6 años	-0.84	0.16	-	-
7 años	0.49	0.51	-	-
8 años	-0.29	0.71	-	-
9 años	-0.19	0.81	-	-

Tabla 5. Correlación entre el número de adultos reproductores del Bobo Enmascarado en Isla Blanca con la TSM y Chl-*a* para la zona de Surgencia. Los valores resaltados son las correlaciones  $r \ge 0.8$  y  $r \le -0.8$  y los valores de significancia p<0.05.



Figura 20. Diagrama de dispersión del número de adultos reproductores del Bobo Enmascarado en isla Blanca y la Chl-*a* para la zona de Surgencia. Se presenta una r=0.9998, R<sup>2</sup>=0.9996 y p=0.0002.

## 7. DISCUSIÓN

Con base en los resultados de los estudios publicados sobre los tamaños poblacionales de aves marinas anidando en las islas del PNAA, se observó que entre los monitoreos realizados en el mes de julio de 1986 y 2009 hubo un incremento de entre 100% y 1300% en ocho de las nueve especies anidantes (Figura 6). Sin embargo, hay que considerar que los datos del número de adultos reproductores de todas las especies solo están disponibles para los años 1986 y 2009, con excepción de la especie el Bobo Enmascarado en isla Blanca, para la cual, también hubo datos para 2010, 2011 y 2012. Por ello, y dado que no coinciden los meses en que se estudiaron estas especies entre los diferentes autores, no es posible llegar a conclusiones bien definidas acerca de la relación entre los tamaños poblacionales de todas las especies que anidan en las cinco islas de este arrecife y las características de los parámetros oceanográficos de la región marina circundante a su zona de anidación. A continuación, se presentan las apreciaciones a las que se pudieron llegar con relación a estos parámetros y algunas de las especies de estas aves, y finalmente, en particular, al Bobo Enmascarado.

El fenómeno de surgencia favorece el establecimiento de nidos de estas especies de aves marinas (Ainley *et al.*, 2005; Vieyra *et al.*, 2009; Bakun *et al.*, 2015). Podemos suponer que la presencia de la surgencia costera al sur de arrecife Alacranes y al norte de la península de Yucatán es quizás una de las principales zonas de búsqueda de alimento para las aves marinas que anidan en el PNAA, teniendo en cuenta que esta es la zona de mayor productividad marina de la región (Figura 8 a Figura 10) y que estas aves pueden viajar hasta 250 km en busca de alimento (Weimerskirch *et al.*, 2008; Kowalczyk *et al.*, 2015). Sin embargo, podemos observar otros ambientes marinos como las aguas internas de la laguna arrecifal del propio arrecife Alacranes y las zonas de la plataforma continental y de mar abierto al norte de arrecife Alacranes, que pueden contribuir en la obtención de alimento de las aves marinas (Figura 11).

En este estudio se determinó, a partir de 39 años de datos de TSM, que la surgencia de Yucatán tiene una temperatura promedio menor a 26.4 °C y se asocia con una concentración de Chl-*a* promedio de entre 0.4 y 7 mg/m<sup>3</sup>, esta última observada a partir de 19 años de datos. Estas características asociadas con la surgencia presentaron una extensión de hasta los 69 km hacia el norte a partir de la costa. Estos resultados concuerdan con lo

observado en estudios previos con la serie de Chl-a de SeaWifs para esta zona entre 1997 y 2004 (Zavala-Hidalgo *et al.*, 2006).

Se observó una mayor amplitud de las anomalías de TSM y concentración de Chl-*a* en el polígono de Surgencia, con respecto a los polígonos de Arrecife Alacranes y Plataforma (Figura 12 y Figura 14a); esto se puede explicar debido a que un fenómeno de surgencia consiste en el aporte de aguas subsuperficiales, es decir, aguas más frías y ricas en nutrientes, en relación con las aguas superficiales, lo que favorece el aumento del fitoplancton, detectado en los sensores como un incremento en la concentración de Chl-*a* (Cury *et al.*, 2000; Bakun *et al.*, 2015; Kampf & Chapman, 2016b). Además, en las costas de la península de Yucatán hay aporte de otras fuentes de nutrientes, como la descarga submarina de aguas subterráneas, que transportan pesticidas agrícolas y aguas residuales con fósforo y nitrógeno (Reyes-Mendoza *et al.*, 2018).

Respecto al incremento sostenido de la TSM registrado en los últimos 39 años, aunado a un aumento en la tasa de este incremento de 0.882 °C/década a partir de 2010 (Figura 13), se puede afirmar que este drástico cambio de la TSM puede influir en la temporalidad y éxito de anidación de las aves marinas (Lerma-Lizarraga, 2011; Arenas-Flores, 2012; Ancona & Drummond, 2013; Velarde et al., 2015). Estudios como el de Vieyra et al. (2009) demuestran que las anomalías positivas de la TSM afectan negativamente la disponibilidad de alimento para las aves y, a su vez, la capacidad de éstas para cuidar y alimentar a sus polluelos, ya que deben dedicar más tiempo a la búsqueda del alimento y dejan desprotegidas a las crías que quedan expuestas a depredadores, insolación, deshidratación, etc. También se ha observado que algunas especies de aves marinas como el Bobo de Patas Azules (Sula nebouxii), que anidan en isla Isabel, en la región sur del golfo de California, y bajo condiciones de anomalías positivas de la TSM, pueden aplazar su reproducción hasta la siguiente temporada reproductiva, o bien reducir el tamaño de sus puestas y el número de crías producidas (Ancona *et al.*, 2011). Otras especies, como el Bobo Café tienen la capacidad de modificar su comportamiento alimenticio, aumentando el tiempo y distancia de forrajeo, ya sea conservando su misma dieta o cambiándola (Lerma-Lizarraga, 2011; Gonzáles-Zamara, 2019). Sin embargo, como los datos disponibles del número de adultos reproductores en el PNAA son escasos, aún no contamos con la información necesaria para determinar la respuesta que puedan tener estas especies de aves marinas ante los cambios de largo plazo de la TSM en esta zona. A pesar de ello, y dado que se registró un incremento en el tamaño de las colonias de anidación de ocho de las nueve especies de aves marinas que anidan en estas islas, es factible atribuir este incremento, por lo menos de manera parcial, a la creación del área protegida y la vigilancia que actualmente se lleva a cabo en esta ANP, tal y como lo señalan Morales-Vera *et al.* (2017).

Varela et al. (2018), realizaron una climatología de la TSM desde 1982 hasta 2015, entre los meses de mayo a septiembre (meses con presencia de la surgencia), para dos transectos, uno de ellos ubicado dentro de la zona de surgencia y el otro fuera de ella. Su transecto asociado con las aguas de surgencia se encuentra dentro del área que en este trabajo se ha identificado como el polígono de Surgencia, mientras que el transecto establecido fuera de la zona de surgencia, se encuentra ubicado dentro del polígono Mar Abierto de este estudio. Al recalcular las tendencias únicamente para el periodo estudiado por Varela et al. (2018), se obtuvieron resultados similares (Figura 21), con una tendencia positiva en el polígono de Mar abierto (aguas más cálidas), mientras que en el polígono de Surgencia, se obtuvo una tendencia negativa (aguas más frías). Sin embargo, en el presente trabajo, con un periodo de tiempo entre 1983 al 2021, se determinaron dos tendencias positivas de la TSM en el polígono de Surgencia, en donde se identificó que a partir de 2010, la pendiente de la tendencia positiva de la TSM incrementó a 0.882 °C/década, que además, concuerda con la tendencia de la Chl-a a disminuir de  $0.092 \text{ mg/m}^3/\text{década}$ , lo cual puede ser indicativo de que a partir de dicho año la surgencia se ha vuelto cada vez menos intensa. No obstante, es importante identificar si estos cambios de las tendencias corresponden a un calentamiento de la TSM asociado a fenómenos atmosféricos cíclicos de teleconexión, como las oscilaciones interdecadales o si son consecuencia del cambio climático, por lo que se recomienda evaluar esta información para estudios futuros.



Figura 21. Climatología de la TSM de mayo a septiembre de 1982 a 2015, realizada por Varela et *al.*, 2018 (a) y de 1983 a 2015, realizada en este trabajo (b). La línea y puntos rojos se entiende como lo que en este estudio denominamos polígono Mar abierto y la línea y puntos azules se entiende como polígono Surgencia.

El hecho de que el número de adultos reproductores de Bobo Enmascarado en isla Blanca mostró el mayor registro (194 en el año 2012), cuando la TSM de la zona de Surgencia se encontró ligeramente por arriba del promedio ( $0.04 \, ^\circ$ C) y la concentración de Chl-*a* en esta zona disminuyó ligeramente por debajo del promedio ( $-0.04 \, \text{mg/m}^3$ ; Figura 15 a Figura 17), puede atribuirse a los desfaces de tiempo que ocurren entre un evento de surgencia y el incremento de la productividad. Una vez que ocurre la primera, pueden pasar de 5 a 10 días para que se desarrolle el fitoplancton. El tiempo de desarrollo del zooplancton puede darse hasta 25 días después y por lo tanto, el aumento de las poblaciones de peces forrajeros (principal alimento de las aves marinas) ocurre aún más tarde (Kampf & Chapman, 2016b). Reyes-Mendoza *et al.* (2018) menciona que en las áreas que no corresponden a los EBUS, el seguimiento de surgencia- floración de fitoplancton- desarrollo del zooplancton- aumento de peces pelágicos menores, pueden tener un desface de días y/o semanas o incluso ser aún más largo.

En el polígono de Arrecife Alacranes se observó un ciclo estacional con aumento de la temperatura en verano, mientras que en la Chl-*a* no se observó un cambio estacional aparente (Figura 18 y Figura 19). Es importante considerar que el algoritmo estándar de MODIS, utilizado para generar el producto de Chl-*a* con base en el color del mar, asume que la columna de agua es suficientemente profunda para que el 100% de la luz medida por el radiómetro (en la longitud de onda azul-verde), provenga de la columna de agua en sí, sin considerar una componente reflejada por el fondo marino. Debido a esto en zonas someras o

aguas muy claras, donde la penetración de la luz es profunda y por lo tanto el fondo marino refleja un porcentaje de la luz que regresa a la superficie, hay entonces una contribución de otros factores, como la arena o la vegetación del fondo, que pueden modificar la cantidad de luz reflejada y medida por el aparato. En consecuencia, el valor de Chl-*a* dado por el algoritmo posee un sesgo adicional, siendo entonces menos confiable como indicador de fitoplancton en la columna de agua (Carder *et al.*, 2005; McKinna & Werdell, 2018). Con base en estudios previos, se sabe que este arrecife está cubierto en un 80 % por algas y pastos marinos que se encuentran entre los 2 y 10 m de profundidad (Bello *et al.*, 2005; Bello-Pineda *et al.*, 2006; OCEANA, 2022), por lo que es probable que las mediciones de Chl-*a* también estén incluyendo el pigmento contenido en las algas y pastos marinos, y en consecuencia se observe un valor cuasi-constante sin un ciclo estacional definido. A pesar de ello, se ha tenido registro de que la surgencia de Yucatán, que ocurre al sur de este arrecife, aporta nutrientes a la laguna arrecifal (OCEANA, 2022).

No se encontró una relación significativa entre TSM para la zona de Surgencia y el número de individuos de Bobo Enmascarado anidando en isla Blanca. Sin embargo, la correlación presentó un comportamiento cíclico que puede estar asociado al comportamiento cíclico de la variabilidad interanual de la TSM, por lo que se podría esperar un desfase de 2 años entre estas dos variables. En este sentido, es interesante que Ancona y Drummond (2013) reportan haber encontrado una relación inversa entre la anomalía de la TSM y la edad de inicio de la reproducción en el Bobo Patas Azules (Sula nebouxii) que anida en isla Isabel (sur del golfo de California). Por lo cual, si la anomalía de la TSM era cálida en el año de nacimiento de una cohorte, la edad en que esos individuos eran integrados a la población reproductiva era a los dos años de edad, la menor edad registrada para obtener la madurez reproductiva en esa especie. De esta forma el efecto de una anomalía positiva de la TSM en un año dado resultaba en un mayor reclutamiento de adultos reproductivos dos años después del año de su nacimiento. Si el efecto de las anomalías positivas en la TSM es similar en los Bobos Enmascarados que anidan en arrecife Alacranes, se podría esperar una ciclicidad parecida a la observada en aquel estudio, entre la TSM y el reclutamiento de nuevos individuos a la población reproductiva, con desfaces mayores a un año. Sin embargo, se requiere de más información para poder dar un resultado concluyente.

Para el caso de la Chl-*a* en la zona de Surgencia se observa una correlación directa y clara, con desfase de 1 año, entre el aumento de la productividad y el aumento del número de Bobos Enmascarados anidando en isla Blanca (Figura 20). Además del posible efecto de las anomalías positivas de la TSM en el reclutamiento temprano de Bobo Patas Azules, mencionado en el párrafo anterior, detectado en el trabajo de Ancona y Drummond (2013), también es factible que la productividad marina en la zona de Surgencia afecte la abundancia y disponibilidad del alimento que consumen estas aves, incluyendo el Bobo Enmascarado (mayormente peces pelágicos menores; Arenas-Flores 2012), tal como se ha demostrado para otras especies de aves marinas (Vieyra et al., 2009; Suryan et al., 2000; Kowalczyk et al., 2015; Gonzáles-Zamora, 2019). Sin embargo, al igual que en el caso de la TSM la respuesta de los peces pelágicos menores al cambio en la abundancia de su alimento (fito y zooplancton) no ocurre de manera inmediata, así como tampoco ocurre inmediatamente la respuesta de las aves a los cambios en la abundancia de su alimento. Lo que observamos, es factible que ocurra debido a que al incrementar la productividad marina se incrementa la reproducción, desove, nacimiento y sobrevivencia de las especies de peces pelágicos menores. Luego, existe un lapso de varios meses entre el periodo de desove de los peces, de nacimientos, crecimiento y sobrevivencia de los juveniles producidos, hasta alcanzar el tamaño suficiente para ser aptos para ser consumidos por las aves (Velarde et al., 2004). Por tanto, el retraso de dos años entre la anomalía positiva de la TSM y de 1 año entre la mayor concentración de Chl-a y el incremento de adultos reproductores del Bobo Enmascarado, tiene una causalidad lógica de donde se entiende la alta correlación y significancia encontradas. Sin embargo, la muestra de cuatro puntos en este análisis nos indica que estos resultados deben ser corroborados (o rechazados) en el futuro con series de tiempo de mayor duración.

Adicionalmente, la alta correlación encontrada entre los valores de Chl-*a* para la zona de Surgencia y el número de Bobos Enmascarados anidando en isla Blanca un año después puede sugerir que esta especie encuentra su principal alimento en esta región marina, y plantearía el valor que el fenómeno de surgencia de esta zona tiene para el ecosistema marino y la red trófica de la región (Rios-Lara & Zetina-Moguel, 1999; Falfan *et al.*, 2007; Falfán-Vázquez *et al.*, 2008; Galindo-Cortes *et al.*, 2014), particularmente para las aves marinas que ocupan Arrecife Alacranes para realizar su anidación anual. Por todo lo anterior, es

conveniente resaltar que se requiere una serie de tiempo más larga acerca del número de adultos reproductores, en esta y otras islas del arrecife, para así poder conocer a más detalle la relación que existe entre el tamaño de las poblaciones reproductivas de estas aves y las variables oceanográficas. Por tanto, se recomienda continuar con monitoreos consecutivos del número de adultos reproductores de las aves marinas en todas las islas del arrecife y comenzar con un seguimiento de la alimentación de estas especies de aves en el PNAA.

## 8. CONCLUSIONES

- 1. Se evidenció una relación positiva y significativa entre la concentración de Chl-*a* en el polígono Surgencia y el número de adultos reproductores de Bobo Enmascarado anidando en isla Blanca, lo cual sugiere la existencia de relaciones tróficas entre estas aves y los peces pelágicos menores que dependen de la surgencia en las aguas de esa región.
- 2. Los datos disponibles actualmente del incremento entre julio de 1986 y julio del 2009 de entre 100% y 1300% en el número de adultos reproductores de la mayoría de las especies de aves marinas, anidando en las islas de Arrecife Alacranes, no son suficientes para relacionarlos con la TSM y con eventos oceanográficos, por lo que se sugiere que este incremento se podría atribuir a la declaración de Parque Nacional en el año 1994 y la protección conferida al archipiélago por la vigilancia de las autoridades.
- 3. Se determinó un aumento de la TSM en los entre 1983 y 2021 (39 años), con un incremento en la tendencia a partir del año 2010. En este último periodo el incremento de la TSM fue de 0.882 °C/década en la zona de la surgencia de Yucatán, lo que sugiere que este evento oceanográfico es cada vez menos intenso. Sin embargo, se recomienda continuar con los estudios, para identificar si se debe a un calentamiento de la TSM asociado al cambio climático y/o a cambios atmosféricos asociados a oscilaciones interdecadales.
- 4. La zona de Surgencia cuenta con una productividad promedio anual de 0.86 mg/m<sup>3</sup>, lo que representa 7 veces el valor observado en la zona de Plataforma, por lo que es el área con la mayor productividad en las aguas circundantes a la península de Yucatán.
- 5. Es necesario realizar monitoreos continuos de las poblaciones reproductivas de varias especies de aves marinas en más islas del arrecife, con la finalidad de contar con series de tiempo más largas que permitan reafirmar, o bien rechazar, las tendencias sugeridas en los resultados de este trabajo.

### 9. REFERENCIAS

- Aguirre-Muñoz, A., Samaniego-Herrera, A., García-Gutiérrez, C., Luna-Mendoza, L.M., Rodríguez-Malagón, M. & Casillas-Figueroa, F. 2005. El control y la erradicación de fauna introducida como instrumento de restauración ambiental: historia, retos y avances en México. En: Sánchez, O., Peters, E., Márquez-Huitzil, R., Vega, E., Portales, G., Valdez, M. & Azuara, D. (eds.). Temas sobre restauración ecológica. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT), México, D.F. Pp. 215-229.
- Aguirre-Muñoz, A., Bezaury, J.E., De la Cueva, H., March-Mifsut, I.J., Peters-Recagno, E., González-De Castilla, S.R. & Del Prado-Gasga, K.S. (Compiladores). 2010. Islas de México, Un recurso estratégico. Instituto Nacional de Ecología (INE), The Nature Conservancy (TNC), Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C. (GECI), Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE). Ciudad de México, México. 49 pp.
- Ainley, G.D., Spear, B.L., Tynan, C.T., Barth, A.J., Pierce, D.S., Ford, G.R. & Cowles, J.T. 2005. Physical and biological variables affecting seabird distributions during the upwelling season of the northern California Current. Deep-Sea Res II, 52: 123-143.
- Ancona, S., Sánchez-Colón, S., Rodríguez, C. & Drummond, H. 2011. El Niño in the Warm Tropics: local sea temperatura predicts breeding parameters and growth of blue-footed boobies. J. Anim. Ecol. 80: 799-808.
- Ancona, S. & Drummond, H. 2013. Life History Plasticity of a Tropical Seabird in Response to El Niño Anomalies during Early Life. PLoS ONE, 8(9): e72665.
- Anderson, D.J. & Hodum, P.J. 1993. Predator behavior favors clumped nesting in an oceanic seabird. Ecology, 74 (8): 2462-2464.
- Arenas-Flores. F. 2012. Hábitos de forrajeo de *Sula dactylatra* y su interacción con pesquerías del Parque Nacional Arrecife Alacranes, Golfo de México. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Ensenada, Baja California, México. 68 pp.
- Arizmendi, M.C. & Márquez, L. 2000. Áreas de Importancia para la Conservación de las aves en México, AICAS. CONABIO. México, D. F.
- Baird, P.H. 1990. Influence of abiotic factors and prey distribution on diet and reproductive success of three seabird species in Alaska. Ornis Scand. 21(3): 224–235.
- Bakun, A. & Nelson, C.S. 1991. The Seasonal Cycle of Wind-Stress Curl in Subtropical Eastern Boundary Current Regions. J. Phys. Oceanogr. 21: 1815-1834.
- Bakun, A. 2006. Wasp-waist populations and marine ecosystems dynamics: Navigating the "predator pit" topographies. Prog. Oceanogr. 68 (2-4): 271-288.
- Bakun, A., Black, B.A., Bograd, S.J., García-Reyes, M., Miller, A.J., Rykaczewski, R.R. & Sydeman, W.J. 2015. Anticipated Effects of Climate Change on Coastal Upwelling Ecosystems. Curr. Clim. Change Rep. 1: 85-93.
- Ballance, L.T., Pitman, R.L. & Fiedler, P.C. 2006. Oceanographic influences on seabirds and cetaceans of the eastern tropical Pacific: A review. Prog. Oceanogr. 69: 360-390.
- Barbraud, C. & Weimmerskirch, H. 2005. Environmental conditions and breeding experience affect costs of reproduction in blue petrels. Ecology, 86(3): 682-692.
- Barrett, R.T., Camphuysen, C.J., Anker-Nilssen, T., Chardine, J.W., Furness, R.W., Garthe, S., Huppop, O., Leopold, M.F., Montevecchi, W.A. & Veit, R.R. 2007. Diet studies of seabirds: a review and recommendations. ICES J. Mar. Sci. 64(9): 1675-1691.
- Bello, P.J., Rios, L.V., Liceaga, C.M.A., Zetina, M.C., Cervera, C.K., Arceo, B.P. & Hernandez, N.H. 2005. Incorporation spatial analysis of habitat into spiny lobster (*Panulirus argus*) stock assessment at Alacranes reef, Yucatán, México. Fish. Res. 73: 37-47.
- Bello-Pineda, J., Ponce-Hernández, R. & Liceaga-Correa, M.A. 2006. Incorporating GIS and MCE for suitability assessment modelling of coral reef resouces. Environ. Monit. Assess. 114: 225-256.
- Berlanga, H., Gómez de Silva, H., Vargas-Canales, V. M., Rodríguez-Contreras, V., Sánchez-González, L. A., Ortega-Álvarez, R. & Calderón-Parra, R. 2019. Aves de México: lista actualizada de especies y nombres comunes. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México, D.F.

Birds & Blooms. 2021. Rutas migratorias de las aves para ver aves migratorias. <u>https://www.birdsandblooms.com/birding/birding-basics/bird-migration-flyway-zones/</u> (consultado el 06 de marzo de 2023).

- Carder, K.L., Cannizzaro, J.P. & Lee, Z. 2005. Ocean color algorithms in optically shallow Waters: limitations and improvements. Proc. SPIE, Remote Sens. Environ. 5885.
- Cepeda-Morales, J., Hernández-Vásquez, F., Riviera-Caicedo, J., Romero-Bañuelos, C., Inda-Díaz, E. & Hernández-Almeida, O. 2017. Variabilidad estacional de clorofila y temperatura superficial del mar satelital en la plataforma continental de Nayarit, México. Revista Bio Ciencias, 4(6): 1-17.
- CONANP. 2006. Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Arrecife Alacranes. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México, D.F. 116 pp.
- Cortés-Ramírez, G., Gordillo-Martínez, A. & Navarro-Sigüenza, A. 2012. Patrones biogeográficos de las aves de la península de Yucatán. Rev. Mex. Biodivers. 83: 530-542.
- Cury, P., Bakun, A., Crawford, R.J.M., Jarre, A., Quiñones, R.A., Shannon, L.J. & Verheye, H.M. 2000. pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in "wasp-waist" ecosystems. ICES J. Mar. Sci. 57: 603-618.
- Dampier, W. 1699. Voyages and Description, Part II. 2nd Edition (Microfiche). London, UK: James Knapton.
- DiMarco, S.F., Nowlin, W.D. & Reid, R.O. 2005. A statistical description of the velocity fields from upper ocean drifters in the Gulf of Mexico. En: Sturges, W. & Lugo-Fernandez, A. (eds.). Circulation in the Gulf of Mexico: Observations and Models. Amer. Geophys. Union. Pp 101-110.
- DOF. 1994. Decreto de declaración como Área Natural Protegida. Diario Oficial de la Federación, Órgano del Gobierno Constitucional de los Estados Unidos Mexicanos. México, D.F. Pp 73-77.
- Enríquez, C., Mariño-Tapia, I.J. & Herrera-Silveira, J.A. 2010. Dispersion in the Yucatán coastal zone: Implications for red tide events. Cont. Shelf Res. 30: 127-137.
- Enríquez, C., Mariño-Tapia, I., Jeronimo, G. & Capurro-Filograsso, L. 2013. Thermohaline processes in a tropical coastal zone. Cont. Shelf Res. 69: 101-109.
- Falfan, E., Ordóñez, U. & Capurro, L. 2007. Larvas de peces de importancia comercial y deportiva en la confluencia de dos mares. En: Acosta, A. & Creswell, A. L. (eds.). Gulf and Caribbean Fisheries Institute. 60<sup>th</sup>. Punta Cana, Dominican Republic. Pp 263-268.
- Falfán-Vázquez, E., Ordóñez-López, U. & Órnelas-Roa, M. 2008. Variación espacial de larvas de lutjánidos y serránidos en la Plataforma de Yucatán. Hidrobiológica, 18: 69-76.
- Galindo-Cortes, G., Hernández-Flores, A. & Santos-valencia, J. 2014. Pulpo del Golfo de México Octupus maya y Octupus vulgaris. En: Beléndez-Moreno, L. F., Espino-Barr, E., Galindo-Cortes, G., Gaspar-Dillanes, Ma. T., Huidobro-Campos, L. & Morales-Bojórquez, E. (eds.). Sustentabilidad y pesca responsable en México, evaluación y manejo. Instituto Nacional de Pesca, México. Pp 181-209.
- Gill, F., Donsker, D. & Rasmussen, P. 2021. IOC World Bird List. <u>http://www.worldbirdnames.org/</u>. (Consultado el 6 de marzo del 2023).
- González-Jaramillo, M. 2013. Aves marinas de la península de Yucatán. Ecofronteras, 47: 26-29.
- González-Zamora, D.A. 2019. Identificación de las áreas de forrajeo prioritarias para las aves marinas anidantes en la isla Peña Blanca, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Ensenada, Baja California, México. 73 pp.
- Gregg, W.W. 2001. Global seasonal climatologies of ocean chlorophyll: Blending in situ and satellite data for the Coastal Zone Color Scanner era. J. Geophys. Res. 106(C2): 2499-2515.
- Gregg, W.W. & Rousseaux, C.S. 2014. Decadal trends in global pelagic ocean chlorophyll: A new assessment Integrating multiple satellites, in situ data, and models. J. Geophys. Res. Oceans. 119: 5921-5933.
- Kampf, J. & Chapman, P. 2016a. Preliminaries. En: Kampf, J. & Champman, P. (eds.). Upwelling Systems of the World. Springer International Publishing Switzerland. Pp 1-30.
- Kampf, J. & Champman, P. 2016b. The functioning of Coastal Upwelling Systems. En: Kampf, J. & Champman, P. (eds.). Upwelling of the World. Springer International Publishing, Suiza. Pp 31-65.
- Kowalczyk, D.N, Reina, D.R., Preston, J.T. & Chiaradia, A. 2015. Environmental variability drives shifts in the foraging behaviour and reproductive success of an inshore seabird. Oecologia, 178: 967-979.
- Kurczyn, A., Appendini, C.M., Beier, E.J., Sosa-López, A., López-González, J. & Posada-Vanegas, G. 2020. Oceanic and atmospheric impact of Central American Cold Surges (Nortes) the Gulf of Mexico. Int. J. Climatol. 41: E1450-E1468.

Boswall, J. 1978. The birds of Alacran Reef, Gulf of Mexico. Bull. B.O.C. 98(3): 99-109.

- Kurczyn, J.A., Duran, R., Beier, E. & Souza, A.J. 2021. On the Advection of Upwelled Water on the Western Yucatán Shelf. Front.Mar. Sci. 8: 723452.
- Lerma-Lizarraga, M.J. 2011. Ecología de alimentación del Bobo Café, *Sula leucogaster*, en Isla San Jorge, Durante la temporada reproductiva 2004-2005. Tesis de Licenciatura en Biología. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara, Jalisco, México. 74 pp.
- Longhurts, A.R. 2007. Toward an ecological geography of the sea. En. Longhurts, A.R. (ed.). Ecological geography of the sea. 2<sup>a</sup> ed. Elsevier Inc., San Diego, California, United States. Pp 1-18.
- Mckinna, L.I.W. & Werdell, P.J. 2018. Approach for identifying optically shallow pixels when processing oceancolor imagery. Opt. express. 26(22): A915-A928.
- Merino, M. 1997. Upwelling on the Yucatán Shelf: hydrographic evidence. J. Mar. Syst. 13: 101-121.
- Morales-Vera, T.E., Ruz-Rosado, F.D., Velarde, E. & Keith, E.O. 2017. Status of seabird nesting populations on Arrecife Alacranes, Gulf of Mexico. Mar. Ornithol. 45: 175-185.
- Navarro- Sigüenza, A.G., Rebón-Gallardo, Ma.F., Gordillo-Martínez, A., Peterson, A.T., Berlanga-García, H., & Sánchez-González, L.A. 2014. Biodiversidad de aves en México. Rev. Mex. Biodivers. 85: 476-495.
- NOM-059-SEMARNAT. 2010. Protección ambiental, Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio, Lista de especies en riesgo. Norma Oficial Mexicana.
- OCEANA. 2022. Informe Ejecutivo de la Expedición Científica de Oceana en México: Proyecto Alacranes. Biodiversidad de los Ecosistemas en los Arrecifes Bajos del Norte y Arrecife Alacranes. México. 80 pp.
- Pérez-Santos, I., Schneider, W., Sobarzo, M., Montoya-Sánchez, R., Valle-Levinson, A. & Garcés-Vargas, J. 2010. Surface wind variability and its implications for the Yucatán basin-Caribbean Sea dynamics. J. Geophys. Res. 115: 1-15.
- Reyes-Mendoza, O., Mariño-Tapia, I., Herrera-Silveia, J., Ruiz-Martínez, G., Enriquez, C. & Largier, J.L. 2015. The Effects of Wind on Upwelling off Cabo Catoche. J. Coast. Res. 32(3): 638-650.
- Reyes-Mendoza, O., Herrera-Silveira, J., Mariiño-Tapia, I., Enriquez, C. & Largier, L.J. 2018. Phytoplankton blooms associated with upwelling at Cabo Catoche. Cont. Shelf Res. 174: 118-131.
- Reynolds, R.W., N.A. Rayner, T.M. Smith, D.C. Stokes, and W. Wang, 2002: An improved in situ and satellite SST analysis for climate. J. *Climate*, 15: 1609-1625.
- Ricklefs, R.B. 1984. Some considerations of the reproductive energetics of pelagic seabirds. Stud. Avian Biol. 8: 84-94.
- Rindorf, A., Wanless, S. & Harris, M.P. 2000. Effects of changes in sandeel availability on the reproductive output of seabirds. Mar. Ecol. Prog. Ser. 202: 241-252.
- Rios-Lara, G. V. & Zetina-Moguel, C. E. 1999. Distribución espacio temporal de la subpoblación de Mero, *Epinephetus morio*, en las costas del estado de Yucatán, México. En: Acosta, A. & Creswell, A. L. (eds.). Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute. 45<sup>th</sup>. Punta Cana, Dominican Republic. Pp 361-371.
- Robles-Tamayo, C.M., García-Morales, R., Valdez-Holguín, J.E., Figueroa-Preciado, G., Herrera-Cervantes, H., López-Martínez, J. & Enríquez-Ocaña, L.F. 2020. Chlorophyll *a* Concentration Distribution on the Mainland Coast of the Gulf of California, México. Remote Sens. 12(8):1335-1348.
- Romero-Arteaga, A. & Alegría-Arzabunu, A.R. 2022. Spatial variability of currents associated with different cold fronts along the southern Texas coast. Ocean Dyn. 72: 279-294.
- Ruiz-Castillo, E., Gomez-Valdes, J., Sheinbaum, J. & Rioja-Nieto, R. 2016. Wind-driven coastal upwelling and westward circulation in the Yucatan shelf. Cont. Shelf Res. 118: 63-76.
- Suryan, R.M., Irons, D.B. & Benson J. 2000. Prey switching and variable foraging strategies of black-legged kitiwakes and the effect on reproductive success. Condor, 102(2): 374-384.
- Tunnell, J.W. & Chapman, B.R. 2000. Seabirds of the Campeche Bank Islands, Southeastern Gulf of México. Atoll Res. Bull. 482: 1-52.
- Varela, R., Costoya, X., Enriquez, C., Santos, F. & Gómez-Gesteira, M. 2018. Differences in coastal and oceanic SST trends north of Yucatan Peninsula. J. Mar. Syst. 182: 46-55.
- Velarde, E., Ezcurra, E., Cisneros-Mata, M.A. & Lavín, M.F. 2004. Seabird ecology, El Niño anomalies, and prediction of sardine fisheries in the Gulf of California. Ecol. Appl. 14(2): 607-615.
- Velarde, E., Ezcurra, E. & Anderson, D.W. 2014. Seabirds and pelagic fish abundance in the midriff island region. En: Wehncke, E.V., Lara-Lara, J.R., Álvarez-Borrego, S. & Ezcurra, E. (eds.). Consevation science in

Mexico's Northwest, Ecosystem status and trends in the Gulf of California. UC Institute for Mexico and the United States Mexus (UC MEXUS), México. Pp 237-248.

- Velarde, E., Ezcurra, E., Horn, M.H. & Patton, R.T. 2015. Warm oceanographic anomalies and fishing pressure drive seabird nesting north. Ecology, 1(5):1-7.
- Velarde, E. & Ezcurra, E. 2018. Are seabirds'life history traits maladaptive under present oceanographic variability? The case of Heermann's Gull (Larus heermanni). Condor, 120: 388-401.
- Velarde, E., Anderson, D.W. & Ezcurra, E. 2019. Seabird clues to ecosystem health. Science, 365(6449): 116-117.
- Vidal-Lorandi, V., Vidal-Lorandi, F., Zambrano-Salgado, L. & Portilla-Casillas, J. 2003. Avances en las investigaciones sobre la circulación de las masas de agua en el Golfo de México. En: Soto, L.A. & Agustín Ayala-Castañares. (eds.). Instituto de Ciencias de Mar y Limnología, UNAM, México. Pp 139-153.
- Vieyra, L., Velarde, E. y Ezcurra, E. 2009. Effects of parental age and food availability on the reproductive success of Heermann's Gulls in the Gulf of California. Ecology, 90(4): 1084-1094.
- Weimerskirch, H., Le Corre, M. & Bost, C. A. 2008. Foraging strategy of masked boobies from the largest colony in the world: relationship to environmental conditions and fisheries. Mar. Ecol. Prog. Ser. 362: 291-302.
- Zavala-Hidalgo, J., Gallegos-García, A., Martínez-López, B., Morey, S.L. y O'Brien, J.J. 2006. Seasonal upwelling on the Western and Southern Shelves of the Gulf of Mexico. Ocean Dyn. 56: 333-338.

#### ANEXO

Islas	Bobo Enmascarado	Bobo Patas Rojas	Bobo Café	Fragata Tijereta	Charrán Café	Charrán Real	Charrán de Cabot	Gaviota Reidora	Charrán Albinegro
Isla Chica									
Tunnell &	-	-	-	-	-	-	151	3	-
Chapman									
Morales-	20	-	-	-	-	-	-	18	15
Vera et al.									
Isla Blanca									
Tunnell &	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Chapman									
Morales-	65	-	-	-	-	-	-	30	-
Vera et di.									
Tunnell &	-	-	-	-	1357	-	-	-	13 080
Chapman Morales-					FFCF	25	260	110	120 115
Vera <i>et al</i> .	-	-	-	-	5505	55	200	110	129 112
Isla									
Desertora									
Tunnell &	2533	3	-	206	-	-	-	10	10
Chapman									
Morales-	1530	13	-	50	-	-	8	18	170
Vera et al.									
Isla Desterrede									
Desterrada			10	ГЭ				ГO	
Chapman	-	-	10	52	-	-	-	50	-
Morales-	_	-	80	155	-	13	100	300	220
Vera <i>et al</i> .			00	100			100	000	220
Total									
Tunnell &	2536	3	10	258	1357	28	151	63	13 090
Chapman		-	-			-	-		
Morales- Vera et gl	1615	13	80	205	5565	88	368	476	139 520

Tabla 6. Número de nidos de aves marinas que se reproducen en Arrecife Alacranes de acuerdo con Tunnell & Chapman (2000) y Morales-Vera et al. (2017).

"Lis de Veracruz: Arte, Ciencia, Luz"

www.uv.mx

