



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



TESIS

**“FIDELIDAD Y HÁBITAT TRÓFICO DE LA RAYA
ÁGUILA (*Aetobatus laticeps*) EN LA BAHÍA DE
BANDERAS, JALISCO, MÉXICO”**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRÍA EN CIENCIAS EN
MANEJO DE RECURSOS MARINOS

PRESENTA

ALEJANDRA PATRICIA CASTELO CORONA

DIRECTORES:

DR. ARTURO TRIPP VALDEZ
DR. FELIPE GALVÁN MAGAÑA

LA PAZ, B.C.S., DICIEMBRE, 2023.



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REGISTRO DE TEMA DE TESIS Y DESIGNACIÓN DE DIRECTOR DE TESIS

La Paz, B.C.S., a 16 de AGO del 2021

El Colegio de Profesores de Posgrado de CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS en su Sesión (Unidad Académica)

Ordinaria No. 0-350-21 celebrada el día 16 del mes AGO de 2021 conoció la solicitud presentada por el (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	CASTELO	Apellido Materno:	CORONA	Nombre (s):	ALEJANDRA PATRICIA
-------------------	---------	-------------------	--------	-------------	--------------------

Número de registro: B 2 1 0 3 3 8

del Programa Académico de Posgrado: MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

Referente al registro de su tema de tesis; acordando lo siguiente:

1.- Se designa al aspirante el tema de tesis titulado:

"FIDELIDAD Y HÁBITAT TRÓFICO DE LA RAYA ÁGUILA (*Aetobatus laticeps*) EN LA BAHÍA DE BANDERAS, JALISCO, MÉXICO"

Objetivo general del trabajo de tesis:

Determinar la fidelidad y hábitat trófico de la raya águila *Aetobatus laticeps* en la Bahía de Banderas, utilizando los métodos de foto-identificación e isótopos estables de N y C

2.- Se designa como Directores de Tesis a los profesores:

Director: Dr. ARTURO TRIPP VALDEZ 2° Director: DR. FELIPE GALVÁN MAGAÑA

No aplica:

3.- El Trabajo de investigación base para el desarrollo de la tesis será elaborado por el alumno en:

EL CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS - IPN

que cuenta con los recursos e infraestructura necesarios.

4.- El interesado deberá asistir a los seminarios desarrollados en el área de adscripción del trabajo desde la fecha en que se suscribe la presente, hasta la aprobación de la versión completa de la tesis por parte de la Comisión Revisora correspondiente.

Director(a) de Tesis

DR. ARTURO TRIPP VALDEZ

2° Director de Tesis (en su caso)

DR. FELIPE GALVÁN MAGAÑA

Aspirante

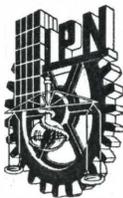
BIÓL. ALEJANDRA PATRICIA CASTELO CORONA

Presidente del Colegio

DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO



I.P.N.
CICIMAR
DIRECCIÓN



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 04 del mes de Diciembre del 2023 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Posgrado de: CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS para examinar la tesis titulada:

"FIDELIDAD Y HÁBITAT TRÓFICO DE LA RAYA ÁGUILA (*Aetobatus laticeps*) EN LA BAHÍA DE BANDERAS, JALISCO, MÉXICO" del (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	CASTELO	Apellido Materno:	CORONA	Nombre (s):	ALEJANDRA PATRICIA
-------------------	---------	-------------------	--------	-------------	--------------------

Número de registro: **B 2 1 0 3 3 8**

Aspirante del Programa Académico de Posgrado: MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

Una vez que se realizó un análisis de similitud de texto, utilizando el software antiplagio, se encontró que el trabajo de tesis tiene 2% de similitud. **Se adjunta reporte de software utilizado.**

Después que esta Comisión revisó exhaustivamente el contenido, estructura, intención y ubicación de los textos de la tesis identificados como coincidentes con otros documentos, concluyó que en el presente trabajo SI NO **SE CONSTITUYE UN POSIBLE PLAGIO.**

JUSTIFICACIÓN DE LA CONCLUSIÓN: (Por ejemplo, el % de similitud se localiza en metodologías adecuadamente referidas a fuente original)

El 2% de similitudes identificadas en el texto se encuentran en la sección de materiales y métodos. Estos textos están debidamente citados y la autora ha proporcionado una explicación clara sobre cómo se utilizaron los mencionados trabajos para respaldar su investigación, por tanto, se concluye que no constituye plagio.

****Es responsabilidad del alumno como autor de la tesis la verificación antiplagio, y del Director o Directores de tesis el análisis del % de similitud para establecer el riesgo o la existencia de un posible plagio.**

Finalmente y posterior a la lectura, revisión individual, así como el análisis e intercambio de opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR** **SUSPENDER** **NO APROBAR** la tesis por **UNANIMIDAD** o **MAYORÍA** en virtud de los motivos siguientes:

"SATISFACE LOS REQUISITOS SEÑALADOS POR LAS DISPOSICIONES REGLAMENTARIAS VIGENTES"

COMISIÓN REVISORA DE TESIS

 Dr. ARTURO TRIPP VALDEZ Director de Tesis Nombre completo y firma	 DR. ALBERTO SANCHEZ GONZÁLEZ Nombre completo y firma	 DR. FERNANDO RICARDO ELORRIAGA VERPLANCKEN Nombre completo y firma
 DR. FELIPE GALVÁN MAGAÑA Director de Tesis Nombre completo y firma	 DR. ROGELIO GONZÁLEZ ARMAS Nombre completo y firma	 DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO Nombre completo y firma PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES





INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA DE AUTORIZACIÓN DE USO DE OBRA PARA DIFUSIÓN

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 14 del mes de Diciembre del año 2023

El (la) que suscribe BIÓL ALEJANDRA PATRICIA CASTELO CORONA Alumno (a) del Programa
MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

con número de registro B210338 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

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

DR. ARTURO TRIPP VALDEZ y DR. FELIPE GALVÁN MAGAÑA

y cede los derechos del trabajo titulado:

FIDELIDAD Y HÁBITAT TRÓFICO DE LA RAYA ÁGUILA (*Aetobatus laticeps*) EN LA BAHÍA DE BANDERAS, JALISCO, MÉXICO"

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

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expresado del autor y/o director(es) del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a las siguientes dirección(es) de correo: acasteloc2100@alumno.ipn.mx- atripv@ipn.mx - fgalvan@ipn.mx

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

BIÓL. ALEJANDRA PATRICIA CASTELO CORONA

Nombre completo y firma autógrafa del (de la) estudiante

NOMBRE DEL TRABAJO

FIDELIDAD Y HÁBITAT TRÓFICO DE LA RAYA ÁGUILA (*Aetobatus laticeps*) EN LA BAHÍA DE BANDERAS, JALISCO, M

AUTOR

ALEJANDRA PATRICIA CASTELO CORONA

RECUENTO DE PALABRAS

17013 Words

RECUENTO DE CARACTERES

94468 Characters

RECUENTO DE PÁGINAS

70 Pages

TAMAÑO DEL ARCHIVO

2.6MB

FECHA DE ENTREGA

Nov 29, 2023 2:53 PM GMT-7

FECHA DEL INFORME

Nov 29, 2023 2:55 PM GMT-7**● 2% de similitud general**

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para cada base de datos.

- 2% Base de datos de Internet
- Base de datos de Crossref
- 1% Base de datos de trabajos entregados
- 0% Base de datos de publicaciones
- Base de datos de contenido publicado de Crossref

● Excluir del Reporte de Similitud

- Material bibliográfico
- Material citado
- Material citado
- Coincidencia baja (menos de 10 palabras)



DR. FELIPE GALVÁN MAGAÑA



DR. ARTURO TRIPP VALDEZ

EL TURNITIN CORRESPONDE AL TEMA DE TESIS: FIDELIDAD Y HÁBITAT TRÓFICO DE LA RAYA ÁGUILA (*Aetobatus laticeps*) EN LA BAHÍA DE BANDERAS, JALISCO, MÉXICO.

DEDICATORIA

En memoria de mis padres, que me acompañaron en este proceso a través de sus enseñanzas, estoy y estaré infinitamente agradecida por todo lo que dejaron en mí y en las personas que me rodean, los amo siempre.

A mis hermanos que fueron el faro y el viento que condujeron a este velero hacia los lugares correctos.

A las rayas águila por ser mi ancla.

Al eterno y bello misterio del mar.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Arturo Tripp por ser el mejor director de tesis, no solo en lo académico si no también en el sentido humano, afortunados somos quienes nos toca trabajar con él.

A mis tíos, Ofelia, Leonardo y Lety por siempre estar presentes, y sentirme en casa a través de su mirada y sus abrazos.

A Joanna por estar incondicionalmente, te quiero mares.

A los amantes del mar y las rayas águila, Gerardo Luna, Anaís Veliz, Diego Chávez, Manuel Perez, Karina Verdín y Christian Hauser (Deep Blue) por apoyarme en los muestreos.

A Checo, Ney, Majo, May, Mariana y Einye por haber sido una gran red de apoyo durante la maestría, les quiero montones.

A mis amigos que a pesar de la distancia siempre estuvimos al pendiente de nuestras aventuras, en las buenas y en las malas, gracias de corazón Esteban, Jorge, Berenice, Karina e Iyari.

A todos los entusiastas participantes del programa de ciencia ciudadana, la piedra angular del trabajo de foto-identificación, sin ellos, ¡no sabríamos tanto de las rayas águila!

A Iliana por apoyarme en campo y la formulación de mi proyecto de tesis.

Al equipo de la CONANP – Islas Marietas, en especial a Areli Cueto y Jorge Castrejón por el apoyo en el transcurso de esta maestría.

Al Dr. Galván por abrirme las puertas del laboratorio de Tiburones y Rayas del CICIMAR – IPN y por su apoyo durante la maestría.

A la Dra. Katherin, gracias a ti nos damos cuenta de lo valioso que es el compartir el conocimiento con tanta pasión. Gracias también por enseñarme más de elasmobranquios y por estar presente en cualquier trámite que se presentaba.

A los miembros de mi comité tutorial, los doctores Fernando Elorriaga, Alberto Sanchez y Rogelio González por los comentarios constructivos en todo momento y sus contribuciones a este trabajo.

A la Dra. Socorro González-Ramos por haber apoyado con los datos y fotografías de rayas águila de Oaxaca.

Al Dr. Arturo Tripp-Quezada por su amable disposición para apoyarme en la identificación de moluscos.

Al Dr. Antonio Luis Delgado Huertas por habernos apoyado con el análisis de isótopos estables en el Laboratorio de Biogeoquímica de Isótopos Estables del Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra.

A Conahcyt, el IPN y CICIMAR por las grandes apoyos y oportunidades que me brindaron durante estos dos años.

TABLA DE CONTENIDOS

RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	2
INTRODUCCIÓN.....	3
ANTECEDENTES	6
JUSTIFICACIÓN	9
HIPÓTESIS	10
OBJETIVOS.....	10
Objetivo general	10
Objetivos específicos	10
MÉTODOS	11
Área de estudio	11
Foto-identificación y caracterización de manchas	12
<i>Recolecta de datos</i>	12
Isótopos estables	12
<i>Recolecta de muestras</i>	12
<i>Procesamiento de muestras</i>	13
Análisis estadístico	13
<i>Foto-identificación</i>	13
<i>Caracterización y comparación de manchas</i>	14
<i>Isótopos estables</i>	15
RESULTADOS.....	17
<i>Foto-identificación</i>	17
<i>Caracterización de manchas</i>	23
<i>Isótopos estables</i>	28
<i>Aetobatus laticeps</i>	28
<i>Traslapo de nicho isotópico</i>	29
<i>Contribución de presas potenciales</i>	32
<i>Posición trófica</i>	35

DISCUSIÓN	37
Foto-identificación	37
Caracterización y comparación de manchas	40
Isótopos estables	42
CONCLUSIONES	45
LITERATURA CITADA	46
ANEXOS	58

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. <i>Aetobatus laticeps</i> durante forrajeo en Los Arcos. Foto tomada por Pablo Arias.	7
Figura 2. Ubicación del área de estudio.	11
Figura 3. División de las unidades analíticas del área dorsal de las rayas águila, pectoral superior izquierda (A), dorso central superior (B), pectoral superior derecha (C), pectoral anterior izquierda (D), dorso central anterior (E), pectoral anterior derecha (F), cabeza (G), aletas pélvicas (H).	15
Figura 4. Sitios de observación de rayas águila. El tamaño de los círculos indican los sitios con mayor (círculos grandes) o menor (círculos pequeños) número de observaciones.	17
Figura 5. Porcentaje de avistamientos de rayas águila (<i>Aetobatus laticeps</i>) por sitio.....	18
Figura 6. Curva de descubrimiento de nuevos individuos identificados de rayas águila (<i>Aetobatus laticeps</i>) y sus reavistamientos.	18
Figura 7. Porcentaje de reavistamientos respecto al total de individuos identificados de rayas águila (<i>Aetobatus laticeps</i>).	19
Figura 8. Lapso entre avistamientos de raya águila (<i>Aetobatus laticeps</i>) en la Bahía de Banderas.	20

Figura 9. Reavistamientos de <i>A. laticeps</i> a nivel individual.....	21
Figura 10. Estructura de tallas de rayas águila (<i>Aetobatus laticeps</i>) en Los Arcos. N= Neonatos, J= Juveniles y A= Adultos.....	22
Figura 11. Individuo AL0038 en Los Arcos (20.544576; -105.2910577) visiblemente gestante.	23
Figura 12. a) División inicial de las unidades analíticas del área dorsal de las rayas águila b) Unidades analíticas tomadas en cuenta para caracterización y comparación de rayas águilas de Bahía de Banderas y la Laguna de Chacahua posterior a las pruebas de Wilcoxon.	24
Figura 13. Diferentes manchas identificadas en rayas águila de Bahía de Banderas y la Laguna de Chacahua.....	25
Figura 14. Tipos de manchas predominantes en la zona dorsal de las rayas águila (<i>Aetobatus laticeps</i>) de Bahía de Banderas y Laguna de Chacahua. (A) raya águila de Bahía de Banderas; (B) raya águila de la Laguna de Chacahua.	26
Figura 15. Diagrama de cajas del porcentaje de las manchas más dominantes por unidad analítica en <i>A. laticeps</i> . Las líneas al centro de cada caja indican la media, mientras que cada cuartil el 25% de los valores.....	27
Figura 16. Nicho isotópico interanual (2020-2022) de <i>A. laticeps</i> en la Bahía de Banderas.	30
Figura 17. Nicho isotópico de hembras y machos de <i>A. laticeps</i> en la Bahía de Banderas.	31
Figura 18. Nicho isotópico entre tallas de <i>A. laticeps</i> en la Bahía de Banderas.....	32
Figura 19. Valores isotópicos ($\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$) de <i>A. laticeps</i> y sus presas potenciales en la Bahía de Banderas.....	34
Figura 20. Contribución de presas potenciales a la dieta de <i>A. laticeps</i> en la Bahía de Banderas.	35

Figura 21. Posición trófica de *A. laticeps*. Las cajas representan el 95%, 75%, 50% de los intervalos de confianza36

LISTA DE TABLAS

Tabla I. Rayas águila revistadas en distintos sitios de la Bahía de Banderas21

Tabla II. Información de rayas águila observadas evidentemente en periodo de gestación en la Bahía de Banderas.23

Tabla III. Presencia y proporción de manchas en las rayas águila de Bahía de Banderas y la Laguna de Chacahua, números en negritas indican las proporciones más altas.....25

Tabla IV. Valores estadísticos de la diversidad de manchas de rayas águila de Bahía de Banderas y la Laguna de Chacahua.....28

Tabla V. Valores isotópicos, W y P de distintos grupos de *Aetobatus laticeps*.29

Tabla VI. Valores $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ de presas potenciales de *Aetobatus laticeps*.....33

GLOSARIO

Afinidad al sitio: Cuando la información disponible no demuestra la diferencia entre fidelidad al sitio y residencia (Flowers *et al.*, 2016).

Filopatría: Cuando un individuo permanece o regresa con frecuencia a una localidad en específico (Chapman *et al.*, 2015).

Fidelidad al sitio: Cuando un individuo realiza un movimiento a larga distancia, alejándose de un lugar en específico y eventualmente regresa a él (Chapman *et al.*, 2015).

Isótopo estable: Es un isótopo no radiactivo que posee gran energía de enlace que no permite que el núcleo sea separado en sus partículas individuales (Criss, 1999).

Isótopo: Variante de un elemento químico que tiene el mismo número de protones en el núcleo (y por lo tanto el mismo número atómico) pero un número diferente de neutrones (Curtis, 1986).

Hábitat trófico: Entorno físico ocupado durante la alimentación de un individuo; es decir, fracción del hábitat total de un organismo de donde proviene su fuente alimenticia (Jaksic y Marone, 2007).

Policromatismo: Presencia de dos o más patrones de pigmentación que están determinados genéticamente en una especie (Gray y McKinnon, 2007).

Nicho isotópico: Extensión y la distribución de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ dentro del espacio δ (Newsome *et al.*, 2007).

Nicho trófico: Posición y espectro trófico de los consumidores en las redes tróficas (Chen *et al.*, 2010).

Relación carbono/ nitrógeno (C:N): La relación entre la cantidad de carbono y la cantidad de nitrógeno en una muestra (Rau *et al.*, 1990).

Residencia: Individuo que presenta una ocupación en gran medida ininterrumpida de un área limitada durante un período de al menos 12 meses (Chapman *et al.*, 2015).

RESUMEN

En la Bahía de Banderas (BB) se ha identificado un posible patrón de estancia y retorno de la raya águila del Pacífico (*Aetobatus laticeps*) asociado a su alimentación y reproducción. Además, se ha observado variabilidad en su patrón de pigmentación en el área dorsal correspondientes a diferentes áreas geográficas a lo largo de su distribución, probablemente debido a adaptaciones locales por sus movimientos restringidos. Considerando su limitada capacidad reproductiva y su distribución geográfica, se les ha clasificado como vulnerables a las perturbaciones en su entorno, por lo que es importante conocer su filopatría, así como el hábitat trófico de *A. laticeps* en BB. Se utilizó el análisis de foto-identificación e isótopos estables en la BB, así como caracterización y comparación de manchas de individuos de la BB respecto a Oaxaca. Se identificaron a 198 individuos, a partir de los cuales el 32% se observaron al menos en dos ocasiones, y la mayoría tendió a observarse en años posteriores. De los individuos medidos (n= 73), el 60% fueron juveniles y el 40% adultos; asimismo se observaron hembras gestantes, indicando su residencia en BB, utilizándola posiblemente como área de crianza y alimentación. Con respecto al hábitat trófico, las rayas águila (n=34), mostraron hábitos costeros ($\delta^{13}\text{C} = -14.1 \pm -0.5\text{‰}$; $\delta^{15}\text{N} = 14.4 \pm 0.7\text{‰}$), presentando un nivel trófico de un consumidor terciario (NT= 3.41 ± 0.24). El modelo SIMMR indicó una contribución de 53% de gasterópodos, 24% poliquetos, 14% bivalvos y 9% de crustáceos a la dieta de *A. laticeps*. Con el análisis SIBER se registró un nicho trófico más amplio para hembras (SEAc 1.58‰^2) con respecto a los machos (SEAc 0.58‰^2), con un traslape del 36%. Finalmente, el patrón de manchas de los ejemplares de BB y Oaxaca difirió con la descripción anterior para la especie, presentando un posible policromatismo. Se describe un patrón de pigmentación compartido entre Oaxaca y BB y uno único para Oaxaca.

Palabras clave: isótopos estables, foto-identificación, batoideo, policromatismo

ABSTRACT

In Banderas bay (BB), a possible pattern of stay and return of the Pacific eagle ray (*Aetobatus laticeps*) associated with its feeding and reproduction has been identified. Furthermore, variability in their spots has been observed in different geographical areas along their distribution, probably due to local adaptations due to their restricted movements. Considering their limited reproductive capacity and geographical distribution, they have been classified as vulnerable to disturbances in their environment. Therefore, it is important to understand their philopatry, as well as the trophic habitat of *A. laticeps* in BB. Photo-identification analysis and stable isotopes were used in BB, along with the characterization and comparison of spot patterns of individuals in BB compared to Oaxaca. A total of 198 individuals were identified, of which 32% were observed at least twice and the majority tended to be observed in subsequent years. Of the individuals measured (n= 73), 60% were juveniles and 40% adults; pregnant females were also observed, indicating permanent residence in BB, possibly using it as a breeding and feeding area. Regarding trophic habitat, eagle rays (n=34) showed coastal habits ($\delta^{13}\text{C} = -14.1 \pm -0.5\text{‰}$; $\delta^{15}\text{N} = 14.4 \pm 0.7\text{‰}$), presenting a tertiary consumer trophic level (NT= 3.41 ± 0.24). The SIMMR model indicated a contribution of 53% gastropods, 24% polychaetes, 14% bivalves and 9% crustaceans to the diet of *A. laticeps*. SIBER analysis showed a broader trophic niche for females (SEAc 1.58‰^2) compared to males (SEAc 0.58‰^2), with an overlap of 36%. Finally, the spot pattern of specimens from BB and Oaxaca differed from the previously described, showing a possible polychromatism. A shared pigmentation pattern between Oaxaca and BB was described, as well as a unique one for Oaxaca.

Keywords: stable isotopes, photo-identification, batoid, polychromatism

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas costeros son complejos en su composición biológica, así como en la interacción entre las especies que los habitan (Dunne *et al.*, 2004; van der Zee *et al.*, 2016). A medida que se exploran y comprenden, se evidencia que la jerarquía alimentaria y la dinámica de las especies son elementos importantes para su funcionamiento y estabilidad (Ware y Thomson, 2005; Abrantes *et al.*, 2015). En este contexto, los mesodepredadores figuran como especies que enlazan los niveles tróficos superiores e inferiores, ejerciendo influencias sobre la estructura y la función de los ecosistemas marinos (Eriksson *et al.*, 2011).

Un conjunto de especies que conforman a los mesopredadores en estos sistemas son las rayas (superorden Batoidea), las cuales, también se caracterizan por interacciones no tróficas, ya que durante actividades de forrajeo o descanso, excavan y perturban los sedimentos, influyendo en la estructura a las comunidades circundantes infaunales (especies que habitan por debajo de la superficie del sedimento marino) y afectando los ciclos biogeoquímicos en los ecosistemas marinos a pequeña escala (Flowers *et al.*, 2021). Además, su capacidad para influir en la composición de la comunidad y la abundancia relativa de especies presa es afectada por el uso, el movimiento y los patrones de distribución del hábitat (Ajemian *et al.*, 2012).

Las rayas águila pelágicas (género *Aetobatus*) son un grupo de especies que han recibido escasa atención en términos de investigación, lo que ha resultado en un conocimiento limitado sobre su biología y ecología. La raya águila de puntos blancos *Aetobatus narinari*, es la especie más conocida entre los aetobátidos. A estos se les clasifica como durófagos, debido a que consumen presas que poseen concha, predominando en su dieta los moluscos y crustáceos (Ajemian *et al.*, 2012; Serrano-Flores *et al.*, 2018). Son de crecimiento lento, madurez sexual tardía (de los dos a seis años), baja fecundidad (en promedio tres crías por parto) y largos periodos de gestación (12 meses) (Tagliafico *et al.*, 2012; Boggio-Pasqua *et al.*, 2022).

Asimismo, en el Golfo de México y el Caribe se ha identificado en *A. narinari* un patrón de estancia y retorno a determinados sitios (Ajemian y Powers, 2014; Bassos-Hull *et al.*, 2014; Cerutti-Pereyra *et al.*, 2017; Degroot *et al.*, 2021), así como avistamientos de agregaciones de hasta más de 50 individuos (Bassos-Hull *et al.*, 2014), algunos de estos sitios se han asociado con la presencia de sus presas principales (Ajemian *et al.*, 2012; Serrano-Flores *et al.*, 2018).

Con respecto a la raya águila del Pacífico *Aetobatus laticeps*, La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés) la cataloga como “Vulnerable” con una tendencia a disminuir por parte de sus poblaciones, debido a su baja fecundidad y la coincidencia de su distribución con diversas pesquerías (Pollom *et al.*, 2021), a pesar de lo anterior, son escasos los estudios acerca de su biología y ecología (González-Ramos *et al.*, 2016; Castelo-Corona, 2018; Ronquillo-Moreira, 2019).

Esta especie de aetobatido se caracteriza por poseer numerosas manchas claras distribuidas en la zona dorsal, las cuales varían en forma, posición y tamaño (Fallas-Madrigal *et al.*, 2021). Actualmente es tema de discusión la variabilidad de manchas entre individuos de diferentes zonas, a pequeña y gran escala, lo que podría sugerir la existencia de policromatismo, es decir, la presencia de dos o más patrones de color en una especie, cada uno determinado genéticamente (Huxley, 1955; Gray y McKinnon, 2007). Por otro lado, en Islas del Coco e Islas Galápagos el patrón de coloración sugiere la presencia de *Aetobatus ocellatus* y *A. laticeps*, convergiendo en estas áreas (Concha *et al.*, 2014; Fallas-Madrigal *et al.*, 2021). Asimismo, el patrón de manchas de cada individuo es único, por lo que ha sido utilizado para identificar a cada organismo a través de foto-identificación. Este método se ha implementado en diversos estudios con apoyo de la sociedad en general (Cerutti-Pereyra *et al.*, 2017), teniendo una mayor cobertura espacio-temporalmente.

En ese sentido, el patrón de manchas de *A. laticeps* representa una ventaja para conocer sus movimientos, fidelidad al sitio y uso de hábitat. Asimismo, de haber diferencia en su patrón de manchas, caracterizar el patrón de estas en distintos sitios sería útil para estimar su distribución y conexión, supuestos esenciales para entender la dinámica de las poblaciones, y por lo tanto, herramientas para una gestión efectiva de este recurso (Becerril-García *et al.*, 2022).

Las estrategias de manejo adoptadas recientemente dependen de la dinámica a nivel ecosistema (Botsford *et al.*, 1997), un elemento fundamental para este estudio es la ecología trófica, la cual implica conocer los componentes alimenticios de una especie, así como su posición trófica (Chen *et al.*, 2010).

Una herramienta para conocer el hábitat trófico es el uso del análisis de isótopos estables de carbono y nitrógeno, los cuales están fundamentados en el ciclo de estos elementos químicos en el ambiente (Rounick y Winterbourn, 1986) y su comportamiento a través de la cadena trófica.

Los isótopos estables comúnmente utilizados son los de nitrógeno y carbono, los cuales se encuentran en el tejido de los organismos con distintas abundancias, reflejando su dieta asimilada, a través de un proceso llamado fraccionamiento isotópico o factor trófico de discriminación, en donde ocurre una mayor discriminación por los isótopos ligeros con respecto a los isótopos pesados (p.e. $^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$ o $\delta^{15}\text{N}$) en el tejido del depredador, el cual presenta un incremento de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ en relación a sus presas (Fry, 2006).

Bajo este contexto, la composición de $\delta^{15}\text{N}$ se utiliza para estimar el nivel trófico del depredador, así como su amplitud (Fry, 2006), ya que el enriquecimiento isotópico por nivel trófico se estima entre 1.8 a 3.7 ‰ (Post, 2002). En cambio, la concentración de $\delta^{13}\text{C}$ representa la señal isotópica de la fuente primaria de la cadena alimenticia del depredador, considerando que las relaciones isotópicas $^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$ varían en el ambiente, y el fraccionamiento entre depredador y presa de estos dos isótopos es de aproximadamente 1 ‰ (Peterson y Fry, 1987; Post, 2002), por lo que es posible identificar las zonas de alimentación, con respecto a zonas costeras u oceánicas (Carlisle *et al.*, 2012).

Tomando en cuenta lo anterior, el empleo de isótopos estables es una herramienta para comprender el hábitat trófico de *A. laticeps* en la Bahía de Banderas, región en la costa del Pacífico mexicano donde es común observar esta especie (Castelo-Corona, 2018). Además, dada la tendencia de *A. laticeps* a permanecer en sitios específicos y su limitada capacidad reproductiva, es probable que sean vulnerables a alteraciones en su entorno. Por lo tanto, es también esencial conocer su filopatría. De esta manera, los objetivos de este estudio, el cual se basa en métodos no invasivos, incluyen la caracterización discreta de sus manchas, la foto-identificación y el análisis de isótopos estables para determinar hábitat trófico. Estas investigaciones sentarán las bases para futuros planes de conservación y gestión de esta especie en la Bahía de Banderas.

ANTECEDENTES

Las rayas águila pelágicas (familia Aetobatidae) son de distribución tropical y subtropical en el océano. Se caracterizan por ser especies bento-pelágicas, costeras, pasando la mayoría del tiempo en los primeros metros cerca de la superficie, y frecuentando el bentos para alimentarse o descansar (Ajemian *et al.*, 2012; Flowers y Kelley, 2020).

Con relación a la dieta, las rayas águila pelágicas ocupan eslabones intermedios en la cadena trófica, siendo depredadores terciarios en el Golfo de México e Islas Bermudas en el caso de *Aetobatus narinari* (Ajemian *et al.*, 2012; Serrano-Flores *et al.*, 2018; Cahill *et al.*, 2023) Australia y Taiwan con respecto a *A. ocellatus* (Schluessel *et al.*, 2010; Heithaus, 2011) y en Japón en cuanto a *A. narutobiei* (Yamaguchi *et al.*, 2005). Existe un grado de variabilidad en la dieta en términos ontogénicos, ya sea por diferentes especies presa y/o distintas tallas de estas (Schluessel *et al.*, 2010; Serrano-Flores *et al.*, 2018; Cahill *et al.*, 2023). A la vez, también se ha asociado la densidad de sus presas y la frecuencia de *A. narinari* y *A. narutobiei* en algunas áreas (Yamaguchi *et al.*, 2005; Ajemian *et al.*, 2012; Serrano-Flores *et al.*, 2018).

Serrano-Flores *et al.* (2018), en las costas de Campeche, utilizaron el análisis del contenido estomacal de 154 individuos de *A. narinari* y la recolecta de sus presas potenciales en su principal zona de pesca, encontrando una alta coincidencia entre las presas de individuos adultos y las especies más comunes en el bentos, como el gasterópodo (*Strombus pugilis*) y el cangrejo hermitaño (*Petrochirus diogenes*). Además, Ajemian *et al.* (2012) obtuvieron un mayor número de detecciones acústicas (90% a 95%) por arriba de los 10 m de profundidad, y en áreas con una mayor disponibilidad de presas.

Con respecto a la alimentación de *A. laticeps* solo se realizó un estudio (Castelo-Corona, 2018) que corresponde al área sur de Mazatlán y el norte de Nayarit, en donde se analizaron 28 estómagos de rayas águila, y se encontraron pequeños bivalvos y gasterópodos, conformando casi la totalidad de su dieta. Asimismo, en este trabajo, se analizó las actividades de la raya águila a través de observaciones directas en Los Arcos, Jalisco, teniendo como resultado que la principal actividad que realiza *A. laticeps* en esa zona es la de desplazamiento y de manera secundaria la de alimentación (Fig. 1).



Figura 1. *Aetobatus laticeps* durante actividad de forrajeo en Los Arcos. Foto tomada por Pablo Arias.

También en Los Arcos, se han registrado 39 especies de moluscos con una alta densidad, en comparación a áreas adyacentes, en su mayoría bivalvos y gasterópodos (Ríos-Jara *et al.*, 2001). Estos organismos forman parte de la dieta principal de las especies del género *Aetobatus* (Schluessel *et al.*, 2010; Ajemian *et al.*, 2012; Castelo-Corona, 2018; Serrano-Flores *et al.*, 2018).

La filopatría y movimientos de los aetobátidos se han abordado mediante diferentes métodos, tales como foto-identificación, monitoreo acústico y telemetría satelital. Por ejemplo, para *A. narinari* a través de foto-identificación se han estudiado distintos tipos de filopatría, como residencia en Islas Turcas y Caicos (Flowers *et al.*, 2017), donde los autores identificaron a 165 individuos y se observó un alto porcentaje de reavistamientos (33.9%) en un periodo de muestreo de seis años, sugiriendo rangos de hábitat específicos en esta zona. Aunado a lo anterior, la mayor proporción de los individuos fueron adultos (>127 cm de AD). En Florida se utilizó el mismo método, donde identificaron 393 individuos y se reavistó el 5% de los individuos, en un periodo de cuatro años (Bassos-Hull *et al.* 2014). Asimismo, en la Isla Saint Kitts, identificaron a 74 individuos de *A. narinari* durante 34 meses, de los cuales se reavistó el 62%, siendo el estudio con mayor proporción de rayas reavistadas. La mayor distancia entre avistamientos para el mismo individuo fue de 10 kilómetros (Conan *et al.*, 2023). De igual modo, Cerutti-Pereyra *et al.* (2017) identificaron a 282 individuos durante siete años en el Caribe mexicano. Los reavistamientos (14.9%) demostraron igualmente fidelidad en este sitio de manera estacional y anual.

En cuanto a *A. laticeps* en Laguna de Chacahua (Oaxaca), se obtuvieron 191 fotos, de las cuales el 30.9% fueron recapturas (González-Ramos *et al.*, 2016). No obstante, este estudio solo se llevó a cabo durante 11 meses, por lo que no fue posible determinar el tipo de filopatría que presenta, más allá que afinidad al sitio.

Por otro lado, mediante monitoreo acústico Ajemian *et al.* (2012) evaluaron los movimientos de *A. narinari* dentro de una laguna costera de Bermudas, concluyendo que las hembras adultas permanecen durante más tiempo en el sitio respecto a los machos. Posteriormente, Ajemian y Powers (2014) corroboran el estudio anterior, utilizando transmisores satelitales en nueve individuos en la misma área de estudio con un seguimiento máximo de un mismo individuo de 432 días, teniendo como resultados, desplazamientos en áreas circundantes a la laguna costera por parte de los machos. No obstante, se mantuvieron sobre la plataforma continental, indicando una posible residencia de *A. narinari* a las islas Bermudas.

Por otro lado, Degroot *et al.* (2021) demostraron a través de monitoreo acústico, un uso de hábitat diferencial entre sexos, zonas y estados de madurez de *A. narinari* en la costa del Golfo de México y Atlántico de Florida. Los individuos juveniles se movieron en un espacio más limitado con respecto a los adultos. Asimismo, la especie mostró diferente filopatría entre áreas, siendo residente de la costa atlántica y presentando fidelidad anual en el Golfo de México. Así como también, determinaron que en ambas costas las hembras realizaron viajes más largos (253.1 ± 29.3 km) que los machos (160.5 ± 29.1 km).

Estudios señalan diferencias en la pigmentación del dorso de *A. narinari* en áreas de la costa occidental del Atlántico (Sales *et al.*, 2019; McEachran *et al.*, 2002). Para *A. laticeps* existen algunas descripciones donde mencionan de manera general que el área dorsal de la especie es negro-azulado con numerosas pero distantes manchas blanquecinas o amarillentas y en el margen de las aletas pectorales del área ventral son negruzcos y con ocelos (Gill, 1865; Last *et al.*, 2016).

Recientemente, Fallas-Madrigal *et al.* (2021) caracterizaron el patrón de manchas claras con mayor detalle en *A. laticeps* de Costa Rica, identificando 17 tipos de manchas con menor diversidad en la parte de la cabeza y mayor en aletas pectorales y pélvicas, así como también mencionan que este patrón difiere con algunas rayas águila de Islas del Coco, ya que su pigmentación es similar a la descrita para *A. ocellatus*. Por lo anterior, los autores recomiendan la caracterización y comparación de patrones de manchas a lo largo de su distribución en conjunto con estudios genéticos como herramienta diagnóstica para la especie y sus poblaciones (Fallas-Madrigal *et al.*, 2021).

JUSTIFICACIÓN

La Bahía de Banderas es uno de los principales destinos turísticos a nivel nacional, donde en los últimos años ha tenido un alto desarrollo urbano en zonas costeras, así como un crecimiento en múltiples actividades turísticas no reguladas en el medio marino, pudiendo ocasionar daños directos e indirectos a las especies o a su entorno (Medina-Rosas, 1997; Castelo-Corona, 2018; Balzaretto-Merino *et al.*, 2021). Considerando el poco conocimiento de *Aetobatus laticeps*, se ignora el impacto de estas actividades sobre esta especie.

Actualmente la dinámica de los ecosistemas se ha tomado en cuenta como una herramienta esencial para la gestión y conservación integral de los recursos marinos (Botsford *et al.*, 1997), debido a que cada elemento que lo integra tiene una función como depredador y/o presa, estas funciones varían entre las especies que componen las comunidades en los ecosistemas, dependiendo de su preferencia de especies presas, las cantidad de alimento que ingieren, mecanismos de depredación, cambios en la dieta en relación a su desarrollo ontogénico, su permanencia en hábitats específicos, conexión entre diferentes hábitats, entre otros (Platell *et al.*, 1998; Marshall *et al.*, 2008).

Los elasmobranchios tienden a utilizar diversos ecosistemas durante su ciclo de vida (Simpfendorfer y Milward, 1993), inclusive durante un día (Aldana-Moreno *et al.*, 2020) o estacionalmente (Bassos-Hull *et al.*, 2014), no obstante, también existen especies que utilizan una sola localidad de manera permanente (White *et al.*, 2013), aprovechando distintos factores físicos y biológicos. De esta manera, la investigación espacio-temporal de los movimientos de

elasmobranquios, así como la función de los hábitats que utilizan, es esencial para evaluar la interacción entre elasmobranquios y actividades humanas (Becerril-García *et al.*, 2022). En los aetobátidos se ha documentado residencia permanente y estacional en determinadas zonas costeras (Flowers *et al.*, 2016), relacionadas a su alimentación (Ajemian *et al.*, 2012; Ajemian y Powers, 2014) por lo que el desarrollo de actividades humanas no reguladas puede tener un impacto de manera directa o indirecta en sus poblaciones.

Bajo este contexto, el objetivo de este trabajo es determinar el hábitat trófico, filopatría y conexión entre hábitats de *A. laticeps* en Bahía de Banderas.

HIPÓTESIS

La raya águila (*Aetobatus laticeps*) manifestará un comportamiento de retorno a sitios específicos en la Bahía de Banderas, presentando fidelidad o residencia permanente. Asimismo, los valores isotópicos del músculo de *A. laticeps* y la infauna del bentos serán similares, reflejando a sus presas potenciales, así como la Bahía de Banderas como un área de alimentación.

OBJETIVOS

Objetivo general

Determinar la filopatría y hábitat trófico de la raya águila *Aetobatus laticeps* en la Bahía de Banderas, utilizando los métodos de foto-identificación e isótopos estables de N y C

Objetivos específicos

1. Identificar la filopatría y uso de hábitat de *Aetobatus laticeps* a la Bahía de Banderas.
2. Determinar la contribución de presas potenciales a la dieta de *Aetobatus laticeps*.
3. Calcular la variación, amplitud y traslape de nicho trófico entre tallas y sexos de *Aetobatus laticeps*.

MÉTODOS

Área de estudio

La Bahía de Banderas (BB) pertenece territorialmente a los estados de Nayarit y Jalisco, y oceanográficamente al Pacífico tropical del centro de México, la cual se caracteriza por ser un área de transición tropical-subtropical, donde convergen tres masas de agua, la Corriente de California, la masa de agua del Golfo de California y la corriente Norecuatorial, las cuales se encuentran en el área en diferente magnitud estacionalmente (Portela *et al.*, 2016).

La zona donde se recolectaron videos para foto-identificación, muestras de presas potenciales y biopsias de rayas águila fue en Los Arcos (LA), conformados por cinco islotes ubicados entre 105 y 497 m de la costa, al sureste de Puerto Vallarta (Fig. 2). El área de muestreo es somera (3 – 12 m) y predominan el arrecife rocoso y algunos parches de arena.

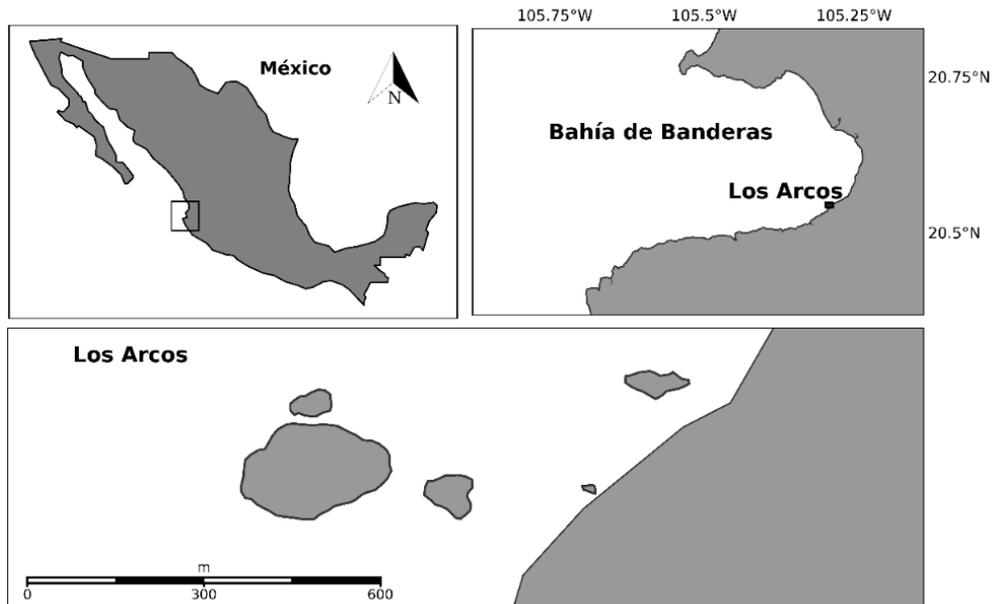


Figura 2. Ubicación del área de estudio.

Foto-identificación y caracterización de manchas

Recolecta de datos

Se realizaron 49 salidas de campo desde febrero 2020 a agosto 2022 en LA con el objetivo de recolectar videos de *Aetobatus laticeps* para su foto-identificación por medio de buceo libre. Además, se registró el tamaño aproximado de los individuos, así como el sexo.

Asimismo, se implementó un programa de ciencia ciudadana por medio de charlas dirigidas principalmente a buzos de la BB desde junio 2018 hasta agosto 2023, con el fin de involucrar y promover la participación de la sociedad en general enviando sus fotos y videos de rayas águila.

Isótopos estables

Recolecta de muestras

Durante las salidas de campo a LA se recolectaron biopsias de tejido de músculo de la parte inferior dorsal de la aleta pectoral derecha de los organismos, por medio de buceo libre, utilizando un arpón tipo hawaiana con punta adaptada marca Pneu-Dart.

Se recolectaron presas potenciales de *A. laticeps* en marzo 2022 en LA, en un sitio donde predomina el arenal con grano fino y grueso (Medina-Rosas, 1997) y se han observado rayas águila alimentándose (Castelo-Corona, 2018). El muestreo se llevó a cabo por medio de buceo autónomo a una profundidad promedio de 6.5 m y temperatura de 23.5°C. Se recorrió un transecto de 100 m, donde se colocaron dos cuadrantes de 1 m² cada 25 m (McIntyre y Eleftheriou, 2005), en cada cuadrante se cavaron los primeros 15 cm del sedimento con una pala para después depositarlo en un tamiz de 40 cm² con luz de malla de 3 mm, con el fin de tamizar el sustrato y solo extraer la megafauna bentónica.

Una vez recolectadas las muestras de músculo de *A. laticeps* como las presas potenciales se colocaron en una hielera, para después ser transportadas y almacenadas en un congelador a -18°C.

Procesamiento de muestras

Para la selección de grupos de presas potenciales para el análisis de isótopos estables, se procedió a identificar a los organismos utilizando las claves dicotómicas de la FAO (Fischer *et al.*, 1995) y el apoyo de expertos en invertebrados bentónicos. Una vez identificadas los organismos, se contaron y solo se aplicó el análisis isotópico a los grupos de especies más abundantes.

En cuanto al procesamiento de las muestras de músculo de rayas águila con el fin de evitar sesgos (decremento en los valores) en el $\delta^{15}\text{N}$ (Carlisle *et al.*, 2016; Abdullah *et al.*, 2022) se extrajo la urea, colocando cada muestra en un tubo de ensayo con 10 ml de agua desionizada para posteriormente sonificarlas durante 15 minutos en un sonificador Branson Digital Bath 3800, posteriormente se retiró el agua desionizada. Este procedimiento se repitió dos veces (Kim y Koch, 2012).

Tanto al tejido de las presas potenciales como los de *Aetobatus laticeps*, se les extrajo la humedad por medio de una liofilizadora a una temperatura de -45° por 24 h a una presión de 0.120 mbar. Una vez seca la muestra, se maceraron en un mortero de ágata, posteriormente se pesó aproximadamente 1 mg y se colocó en cápsulas de estaño de 4.6 mm, cada muestra fue analizada en un espectrómetro de masas de razones isotópicas (TermoQuest Delta Plus XL) y un analizador elemental (1500 NC, Carlo Erba) en el Laboratorio de Isótopos Estables del Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra en Granada, España.

Análisis estadístico

Foto-identificación

La zona utilizada para la foto-identificación en rayas águila son las aletas pélvicas (Cerutti-Pereyra *et al.*, 2017; Conan *et al.*, 2023). Se evaluó la calidad de cada foto y video con respecto al ángulo, píxeles y claridad del área de interés. Para identificar a los individuos, las fotos fueron

analizadas con el programa I3S Spot (versión 4.0.2), el cual compara la forma, número, posición y tamaño de los puntos de cada aleta pélvica (izquierda o derecha) de cada individuo, a través de un algoritmo bidimensional. A partir de esta comparación se determina un nivel de similitud y se define si es recaptura o un nuevo individuo. Se consideró como re-avistamiento del mismo individuo cuando hubo una diferencia de al menos 24 h entre una observación y otra.

Para describir la fidelidad se calculó el porcentaje de reavistamientos de organismos en cuanto al total de individuos, al igual que las zonas y temporadas de reavistamientos. Los nuevos individuos identificados, así como los nuevos individuos reavistados se graficarán en una curva de descubrimiento través del tiempo con la finalidad de estimar la representatividad de la muestra en relación con la población (Cerutti-Pereyra *et al.*, 2017).

Así como también se calculará si existe una diferencia entre tallas de machos y hembras utilizando una prueba T de Student.

Caracterización y comparación de manchas

Se analizaron 81 fotografías de individuos diferentes, 41 de ellos provenientes de la BB y 40 de la laguna de Chacahua (LC), Oaxaca, las cuales, fueron las recolectadas en el trabajo de González-Ramos *et al.* (2016). Para la caracterización de manchas, se identificó cada tipo de mancha blanca presentes en el área dorsal de *A. laticeps* de BB y LC, se tomaron en cuenta las ya descritas por Fallas-Madrigal *et al.* (2021) para la especie en Costa Rica, asimismo, se realizó una revisión de las fotografías obtenidas en caso de existir un nuevo tipo de mancha, se consideró nueva cuando fueron uniformemente distintas de las manchas ya contempladas. Una vez identificadas, se contó cada tipo de mancha en ocho zonas del área dorsal (Fig. 3), utilizando el software DotDotGoose (versión 1.5.3). Posteriormente, se calculó la proporción de cada tipo de mancha por zona de cada individuo y se utilizó este valor de la mancha más dominante (punto único) para probar las diferencias estadísticas entre las zonas A-D, A-C, C-F, F-D y B-E (Fig. 2), mediante la prueba no paramétrica de Wilcoxon. Cuando no se encontraron diferencias significativas entre las diferentes zonas, se trataron en análisis posteriores como una única unidad analítica.

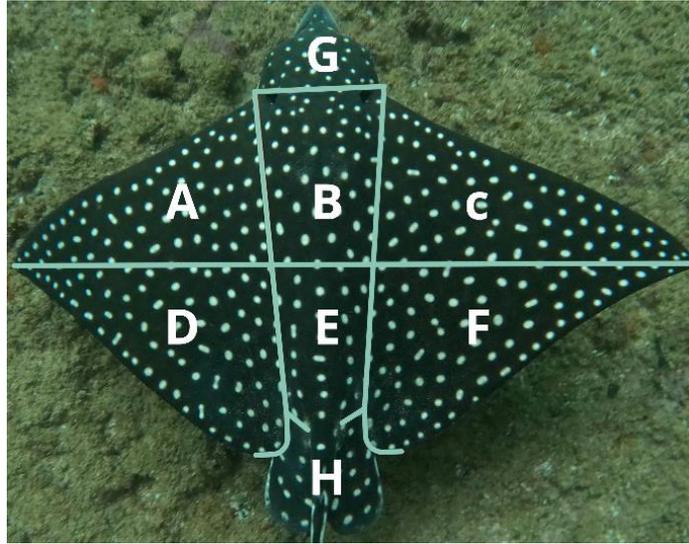


Figura 3. División de las unidades analíticas del área dorsal de las rayas águila, pectoral superior izquierda (A), dorso central superior (B), pectoral superior derecha (C), pectoral anterior izquierda (D), dorso central anterior (E), pectoral anterior derecha (F), cabeza (G), aletas pélvicas (H).

En cuanto a la comparación del patrón de manchas de *A. laticeps* en BB y LC, se tomaron en cuenta las manchas que se encuentran en mayor porcentaje (>1%), para posteriormente realizar un análisis de similitud (ANOSIM, Ornés *et al.*, 2014), con el fin de identificar diferencias en la composición de manchas por unidad analítica, ANOSIM utiliza permutaciones para identificar la similitud de las muestras a un grupo designado, comparando las muestras de otros grupos. Adicionalmente, se llevó a cabo un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) para identificar los tipos de manchas responsables de las diferencias y estimar su aporte a las variaciones en la composición de las manchas por cada unidad analítica (Clarke, 1993).

Finalmente, con el fin de evaluar si existen diferencias entre la cantidad de tipo de manchas por unidad analítica entre BB y LC, se realizaron pruebas de Wilcoxon.

Isótopos estables

Para comparar en términos estadísticos los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ entre sexos y tallas de rayas águila se utilizó una prueba de Wilcoxon.

A través del paquete de R, *tRophicPosition* (Quezada-Romegialli *et al.*, 2018) se estimó la posición trófica de *A. laticeps*, este paquete utiliza estadística bayesiana, tomando en cuenta los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ del depredador y de una o varias líneas bases, mediante un muestreo de Monte Carlo de cadena de Markov, para estimar la posición trófica del depredador. Los valores de línea incorporados al modelo fueron tomados del zooplancton de la BB (Fonseca-Ponce, 2020); mientras que los parámetros de fraccionamiento isotópico o factor trófico de discriminación fueron los sugeridos por Hussey *et al.*, (2010) de 2.44 ± 0.22 y 0.84 ± 0.23 para $\Delta^{15}\text{N}$ y $\Delta^{13}\text{C}$, respectivamente.

Con el fin de determinar y comparar el nicho isotópico entre sexos y tallas se utilizó el método de Elipses Bayesianas de Isótopos Estables (SIBER por sus siglas en inglés) en R (Jackson *et al.*, 2011; R Core Team, 2017) el cual realiza un análisis bidimensional tomando en cuenta el 95% de los valores esperados de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ reflejando en elipses el nicho isotópico estimado por cada grupo de depredadores, permitiendo evaluar si existe un compartimiento de recursos o bien si hacen uso del hábitat similarmente, consumiendo las mismas presas o alimentándose en zonas similares. Los valores menores a 29% equivalen a una sobreposición baja, de 30% a 65% indica un traslape medio, y valores cercanos a 100% indican un alto compartimiento de recursos (Jackson *et al.* 2011).

Para determinar el hábitat trófico de *A. laticeps*, se empleó el paquete SIMMR del programa R, el cual utiliza algoritmos de bayes variacional y Monte Carlo basados en cadenas de Markov para estimar las presas incorporadas al tejido del depredador y, por lo tanto, en su dieta. Esto se logra a partir de los datos de la media y la desviación estándar de los valores isotópicos de carbono y nitrógeno (Parnell *et al.*, 2010). Se utilizaron las señales isotópicas del músculo de rayas águila como depredador, mientras que las fuentes utilizadas fueron las presas potenciales más abundantes en el muestreo del bentos en LA.

RESULTADOS

Foto-identificación

Se obtuvieron 707 fotos y vídeos, de los cuales 669 tuvieron suficiente calidad para su análisis. Se identificaron 198 individuos. El 81.3% fueron observados en Los Arcos (LA), el 4.8% en Yelapa, 1.8% en Islas Marietas y el 11.8% en 14 sitios con pocos individuos identificados por zona (> 6); asimismo hubo cuatro individuos sin sitio de observación registrado (Fig. 4 y 5).

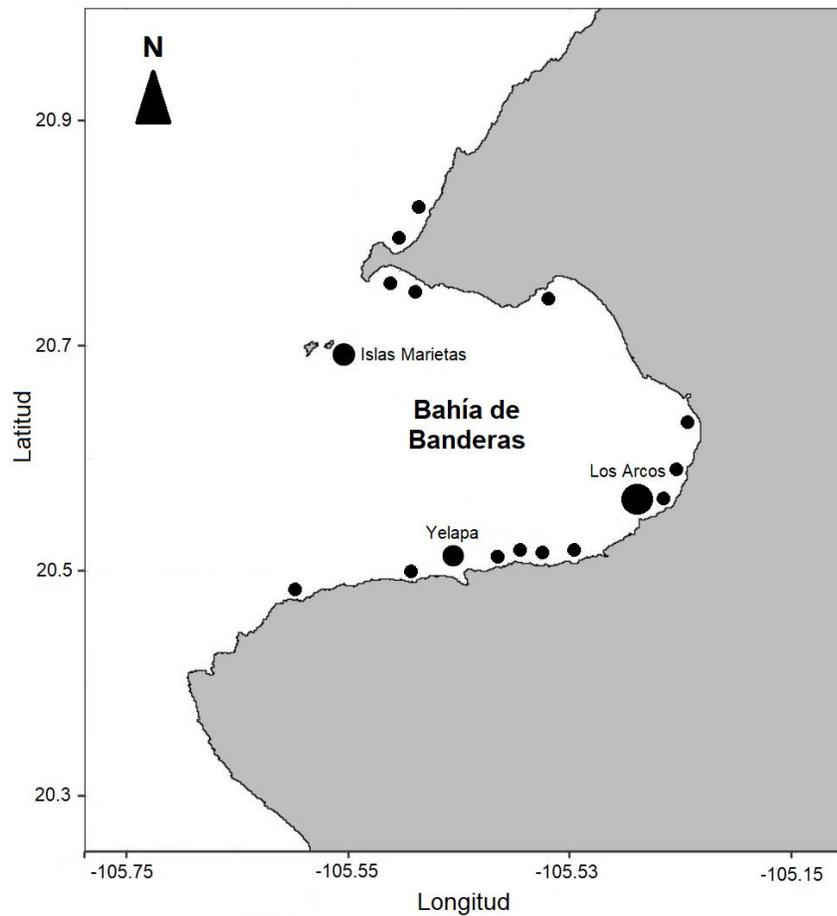


Figura 4. Sitios de observación de rayas águila. El tamaño de los círculos indican los sitios con mayor (círculos grandes) o menor (círculos pequeños) número de observaciones.

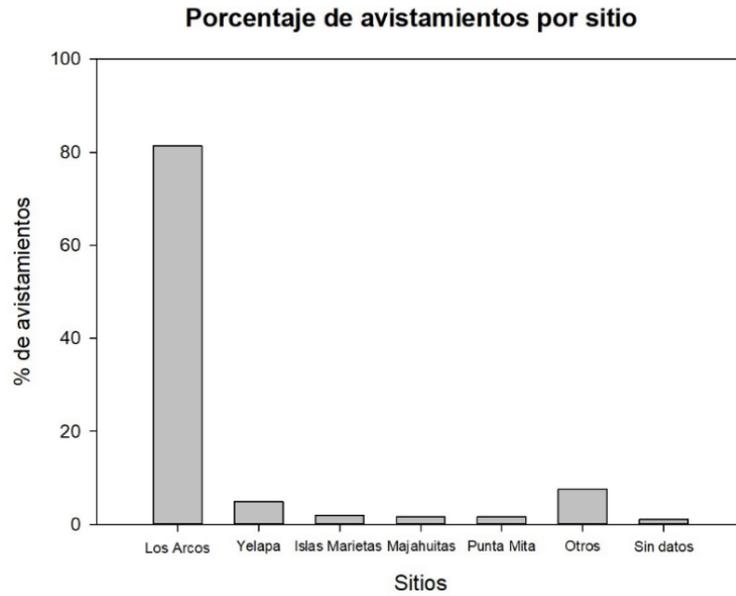


Figura 5. Porcentaje de avistamientos de rayas águila (*Aetobatus laticeps*) por sitio en la Bahía de Banderas.

La curva de descubrimiento de nuevos individuos identificados por año no llegó a la asíntota tanto para todos los sitios en general como para únicamente LA. El mismo patrón se identificó con respecto a los reavistamientos (individuos que fueron observados en dos ocasiones). No obstante, durante el tiempo de estudio algunos de los individuos nuevos identificados eventualmente fueron reavistados (Fig. 6).

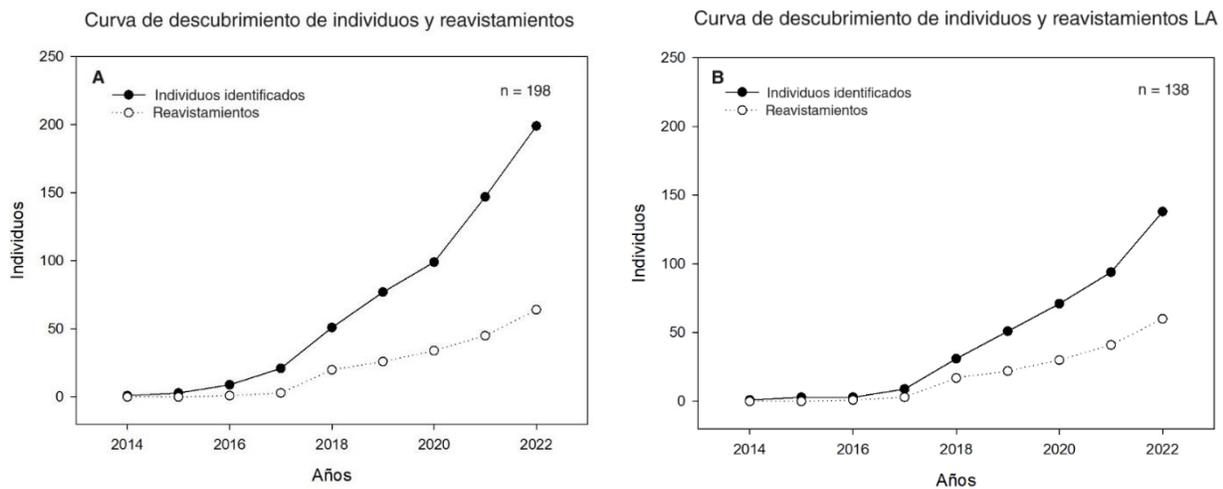


Figura 6. Curva de descubrimiento de nuevos individuos identificados de rayas águila (*Aetobatus laticeps*) y sus reavistamientos.

Tomando en cuenta todos los sitios, el 32.3% de las rayas águila tuvieron al menos un reavistamiento; el 20.7% tuvieron dos, el 10.6% tres y solo un individuo fue observado en 10 ocasiones. En cuanto a los reavistamientos en LA, el 43.5% tuvieron un reavistamiento, 27.5% dos y 14.4% tres (Fig. 7).

El periodo entre el primer y último avistamiento, entre múltiples observaciones del mismo individuo, fue de 2669 días del individuo AL0002. Cabe destacar que este individuo fue visto cada año en LA durante el periodo 2015-2022. Con respecto al lapso entre reavistamientos, el 22.09% fueron en diferente año, el 50.5 % en diferentes meses, el 14.5% en diferentes semanas y el 12.79% en diferentes días.

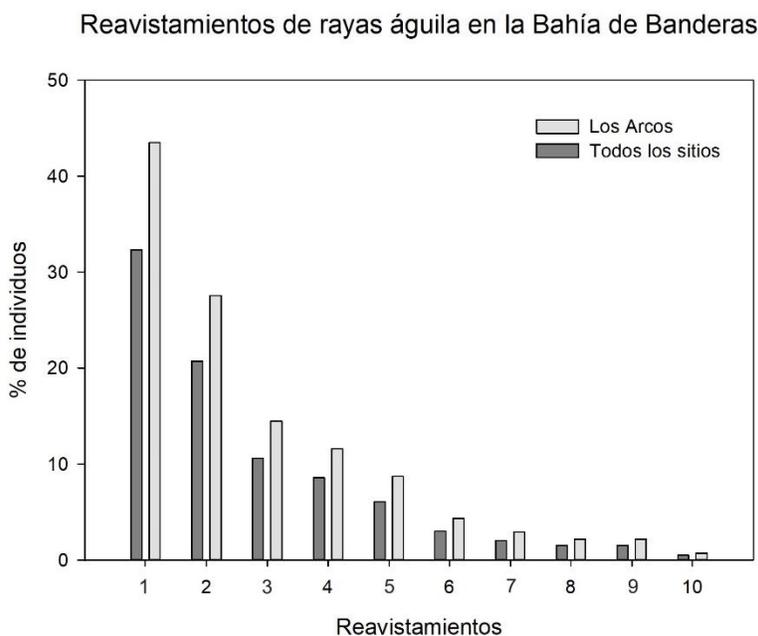


Figura 7. Porcentaje de reavistamientos respecto al total de individuos identificados de rayas águila (*Aetobatus laticeps*).

El intervalo de tiempo entre avistamientos varió, siendo del 22.09% en años distintos, el 50.5% en meses diferentes, el 14.5% en semanas distintas, y el 12.79% en días distintos (Fig. 8). Con respecto al tiempo entre reavistamientos a nivel individual se pudo observar un patrón anual en distintas estaciones a partir del primer avistamiento, a excepción de 16 individuos que

solo se les observó durante una temporada (Fig. 9). El 98% de las rayas águila se reavistaron en los mismos sitios y solo cuatro individuos fueron observados en distintas zonas (Tabla I).

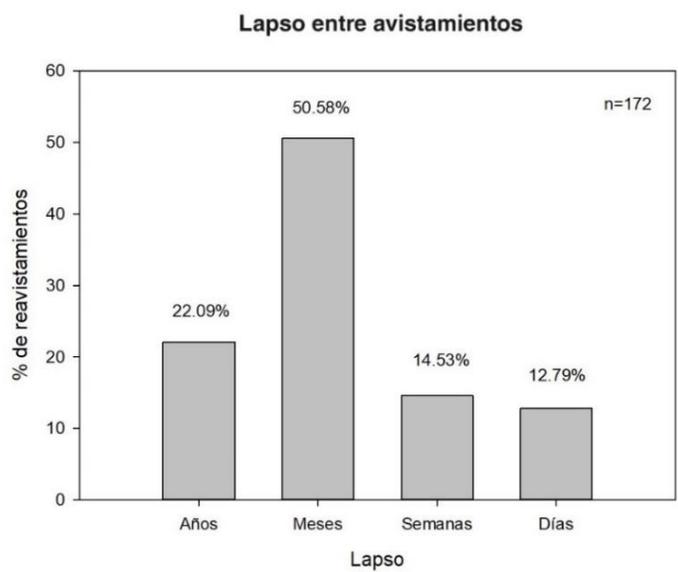


Figura 8. Lapso entre avistamientos de raya águila (*Aetobatus laticeps*) en la Bahía de Banderas.

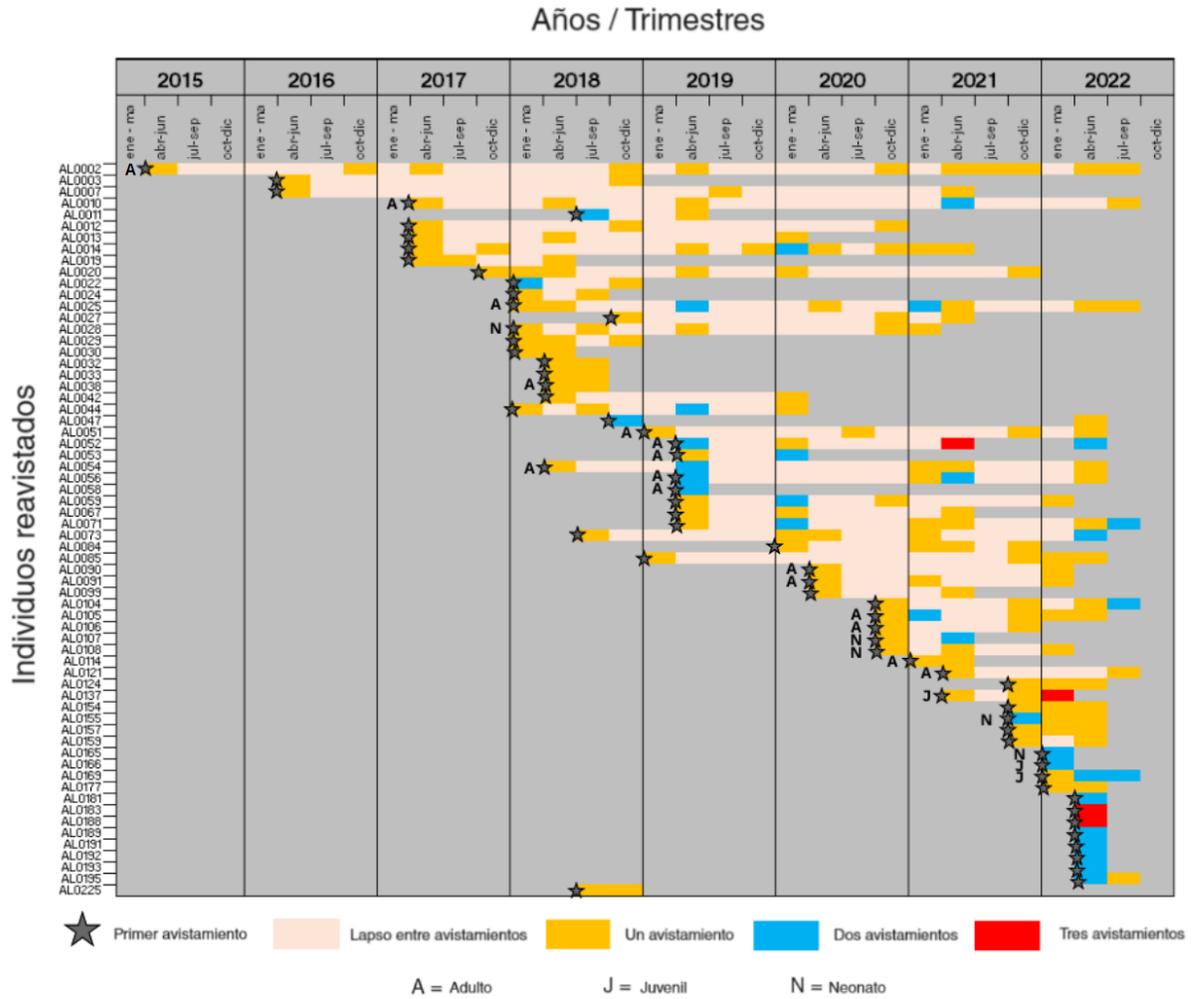


Figura 9. Reavistamientos de *A. laticeps* a nivel individual

Tabla I. Rayas águila reavistadas en distintos sitios de la Bahía de Banderas.

Individuo	Sexo	Sitio 1	Días transcurridos	Distancia (km)	Sitio 2
AL0007	Hembra	Yelapa	608	19	Los Arcos
AL0044	Hembra	Los Arcos	777	7.3	Conchas Chinas
AL0051	Macho	Caletas	618	10.5	Los Arcos
		Los Arcos	123	19	Yelapa
AL0225	Macho	Islas Marietas	115	7.6	Punta Mita

Con respecto a las tallas de ancho del disco (AD) de las rayas observadas durante el monitoreo en LA, fue posible estimar el tamaño de 73 individuos. El individuo más pequeño fue de 30 cm de AD, mientras que el más grande fue de 140 cm. El 13.6% correspondieron a tallas de neonatos, 46.5% juveniles y el 39.7% adultos (Fig. 10).

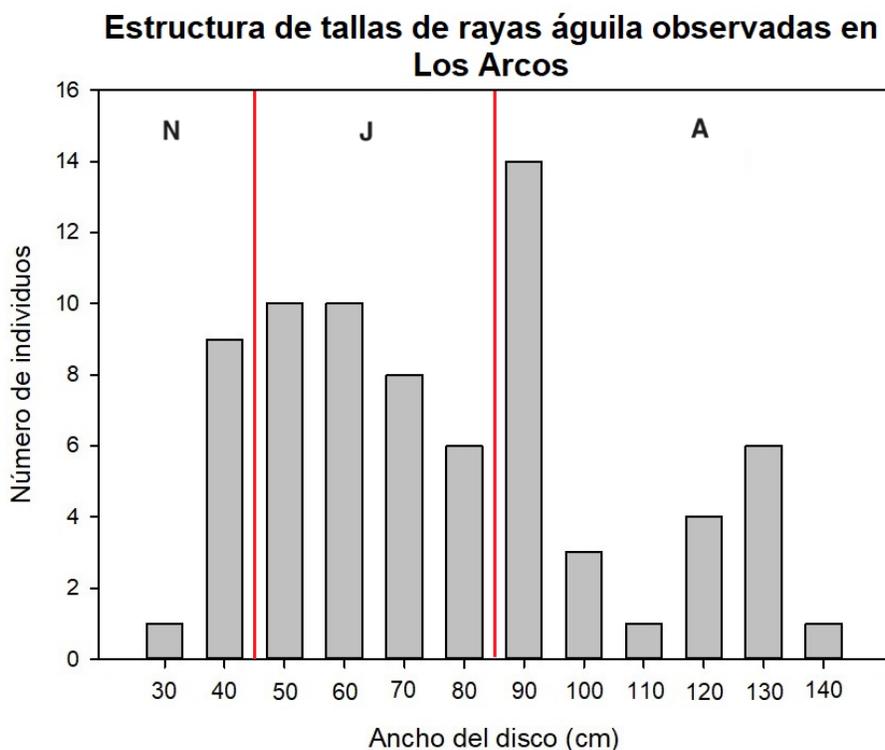


Figura 10. Estructura de tallas de rayas águila (*Aetobatus laticeps*) en Los Arcos. N= Neonatos, J= Juveniles y A= Adultos.

De 2018 a 2022 entre los meses de julio – agosto se observaron 12 hembras y un individuo en noviembre y otro en junio, evidentemente en periodo de gestación, con un abultamiento en la zona ventral y dorsal, coincidiendo con la descripción de *A. narinari* durante sus últimas semanas de gestación en acuarios (Swider *et al.*, 2017). Nueve de estas hembras se avistaron en LA; mientras que el resto se observaron en diferentes sitios cada una. Cabe destacar que a tres de estos individuos se les observó inclusive en varias ocasiones antes de que estuvieran evidentemente gestantes (Fig. 11; Tabla II).



Figura 11. Individuo AL0038 en Los Arcos (20.544576; -105.2910577) visiblemente gestante.

Tabla II. Información de rayas águila observadas en periodo de gestación evidente en la Bahía de Banderas.

Individuo	Fechas gestantes		Sitios de observación	Número de avistamientos	Periodo entre primer y último avistamiento
AL0002	15/08/2021	08/08/2022	Los Arcos	11	2669
AL0007	03/08/2019		Yelapa	2	1790
AL0024	21/07/2018		Los Arcos	2	191
AL0038	21/07/2018	18/08/2018	Los Arcos	2	28
AL0041	11/08/2018		Los Arcos	1	-
AL0042	12/08/2018		Los Arcos	2	566
AL0048	18/11/2018		Islas Marietas	1	-
AL0071	07/08/2022		Los Arcos	8	1158
AL0096	06/06/2021		Las Iglesias	1	-
AL0104	08/08/2022		Los Arcos	5	621
AL0121	09/07/2022		Los Arcos	3	464
AL0148	28/07/2021		Patzcuarito	1	-
AL0214	05/08/2022		Majahuitas	1	-
AL0217	02/08/2022		Los Arcos	1	-

Caracterización de manchas

Las pruebas de Wilcoxon mostraron diferencias significativas entre las áreas A-D ($W= 1192$, $p< 0.001$) y C-F ($W= 1169$, $p< 0.001$) tanto para las rayas águilas de BB como de LC, por lo

que las zonas A-C, D-F y B-E se unieron, quedando cinco diferentes unidades analíticas para análisis posteriores (Fig. 12).

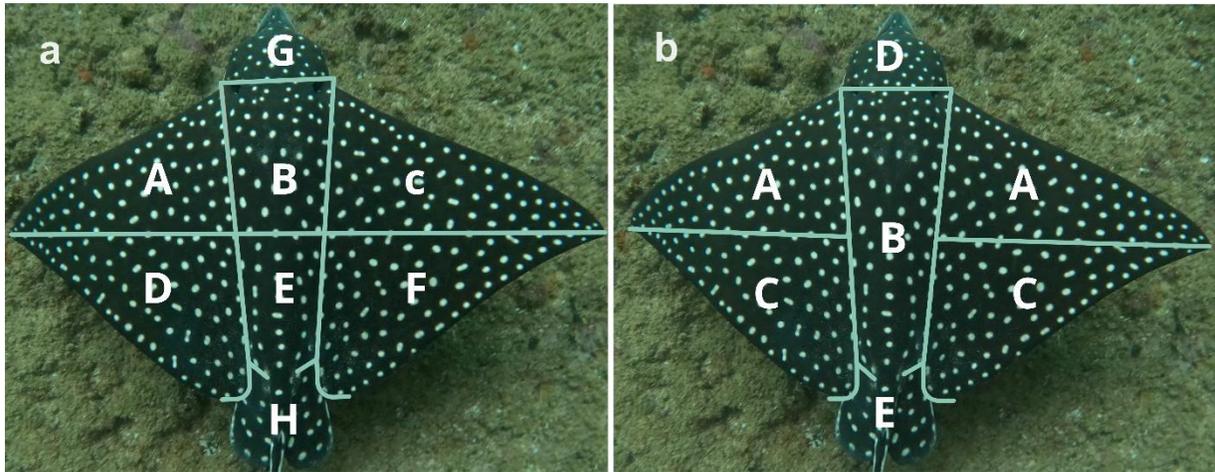


Figura 12. a) División inicial de las unidades analíticas del área dorsal de las rayas águila b) Unidades analíticas tomadas en cuenta para caracterización y comparación de rayas águilas de Bahía de Banderas y la Laguna de Chacahua posterior a las pruebas de Wilcoxon.

Se identificaron 12 manchas diferentes en las rayas águila de BB, ya descritas en el trabajo de Fallas-Madrigal *et al.* (2021); sin embargo, cuatro manchas fueron las más predominantes sumando el 96.5% en toda el área dorsal. Las más comunes fueron “punto” con 78%, “dos puntos unidos” con 11.15%, “dos puntos juntos” (1.72%) y “punto semivació” (5.71%). Para los individuos de LC se identificaron 11 manchas ya descritas y una nueva (punto tenue) que predominó en el área de la cabeza. Las manchas más comunes en todo el dorso fueron “punto sencillo” (78.97%), “dos puntos unidos” (6.96%), “punto tenue” (4.34%), “dos puntos unidos” (3.96%) y “punto semivació” (2.17%), conformando el 96.4% de las manchas encontradas (Fig. 13; Tabla III).

1	●	Punto	8	●●●	Tres puntos unidos
2	●	Punto tenue	9	●●	Dos puntos juntos
3	○	Círculo	10	●●	Dos puntos unidos
4	◐	Semicírculo	11	~	Línea larga ondulada
5	◑◑	Dos semicírculos	12	◐●	Semicírculo y un punto
6	◐	Punto semivacío	13	◐●●	Semicírculo y dos puntos
7	~	Línea larga	14	●●●	Tres puntos continuos

Figura 13. Diferentes manchas identificadas en rayas águila de Bahía de Banderas y la Laguna de Chacahua.

Tabla III. Presencia y proporción de manchas en las rayas águila de Bahía de Banderas y la Laguna de Chacahua, números en negritas indican las proporciones más altas.

Mancha	Bahía de Banderas	Laguna de Chacahua
1. Punto	78.02	78.97
2. Punto tenue	-	4.34
3. Círculo	0.43	0.08
4. Semicírculo	0.72	0.24
5. Dos semicírculos	0.16	-
6. Punto semivacío	5.71	2.17
7. Línea larga	0.43	0.05
8. Tres puntos unidos	0.10	0.12
9. Dos puntos juntos	1.72	3.97
10. Dos puntos unidos	11.15	8.87
11. Línea larga ondulada	0.47	0.06
12. Semicírculo y un punto	0.21	0.04
13. Semicírculo y dos puntos	-	0.04
14. Tres puntos continuos	0.10	-

Para la comparación de composición de patrones principales de los individuos de BB y LC, solo se incluyeron "punto", "punto semivacío", "dos puntos unidos" y "dos puntos juntos" (Fig. 14), ya que fueron las manchas más dominantes (>96%). Las manchas de menor dominancia

(<1%) fueron excluidas, así como también una mancha nueva y dominante (>4%) para los individuos de LC, ya que no la presentaron las rayas águila de BB.

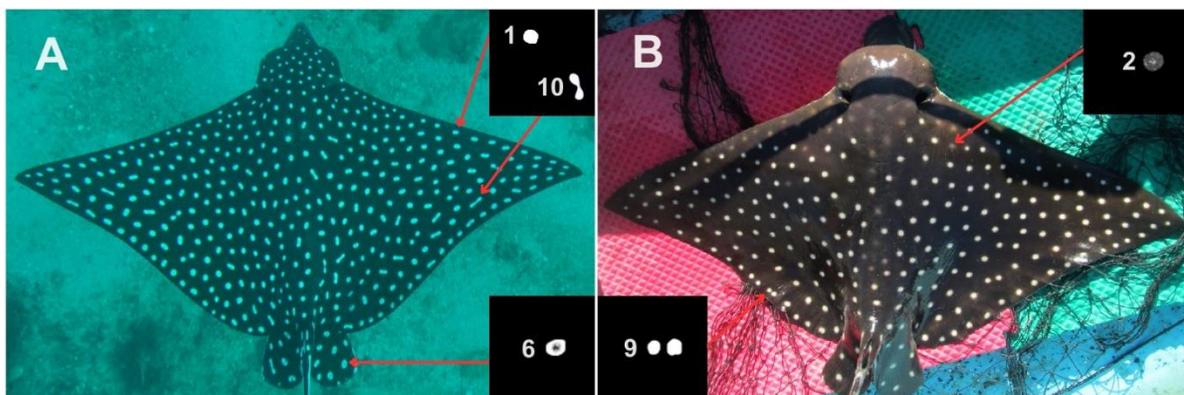


Figura 14. Tipos de manchas predominantes en la zona dorsal de las rayas águila (*Aetobatus laticeps*) de Bahía de Banderas y Laguna de Chacahua. (A) raya águila de Bahía de Banderas; (B) raya águila de la Laguna de Chacahua.

La prueba ANOSIM mostró diferencias significativas entre la proporción de manchas más dominantes para todas las áreas ($R > 0$, $p < 0.01$), a excepción de las aletas pélvicas ($R=0.03$; $p= 0.06$). El análisis SIMPER, a partir de la contribución acumulada, indicó que las variables que generaron estas diferencias fue la mancha “punto” para la zona de la cabeza con 0.89%, pectorales superiores (0.48%), pectorales inferiores y dorso (0.47%, respectivamente); así como la mancha “dos puntos unidos” para pectorales superiores, pectorales inferiores y dorso central con 0.81%, 0.74% y 0.75%, respetando el orden anterior (Fig. 15).

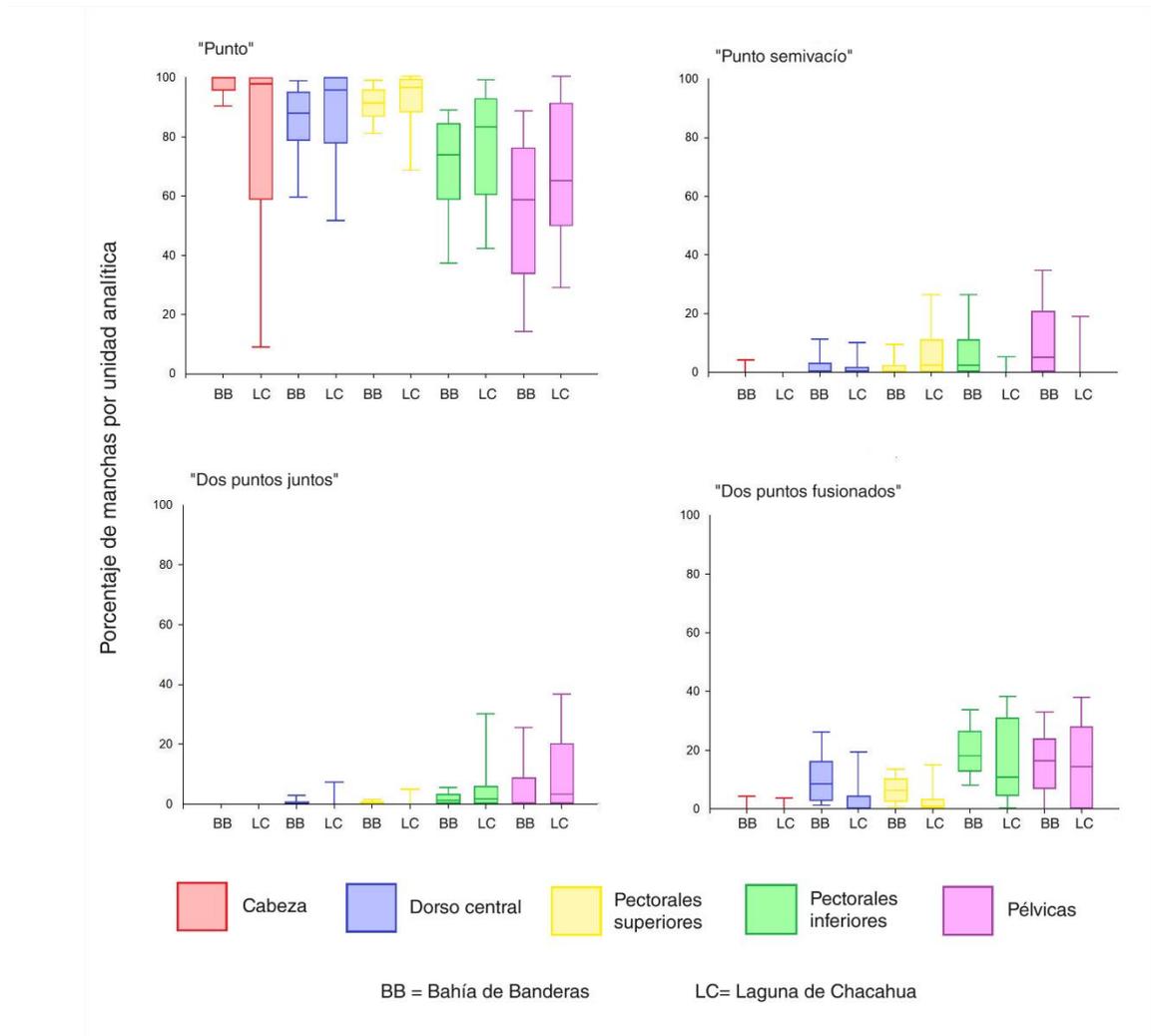


Figura 15. Diagrama de cajas del porcentaje de las manchas más dominantes por unidad analítica en *A. laticeps*. Las líneas al centro de cada caja indican la media, mientras que cada cuartil el 25% de los valores.

En cuanto a la diversidad de manchas por área, tanto las rayas águila de BB y LC tuvieron mayor cantidad de manchas distintas en las aletas pélvicas y la parte inferior de las aletas pectorales con relación a la cabeza, que fue el área con menor diversidad de manchas. Las pruebas de Wilcoxon indicaron diferencias significativas para todas las unidades analíticas entre BB y LC, excepto la cabeza (Tabla IV).

Tabla IV. Valores estadísticos de la diversidad de manchas de rayas águila de Bahía de Banderas y la Laguna de Chacahua.

Unidad analítica	Número total de tipo de manchas (promedio \pm desviación estándar)		Valor <i>W</i>	Valor <i>P</i>
	Bahía de Banderas	Laguna de Chacahua		
Cabeza	6 (1.29 \pm 0.50)	5 (1.55 \pm 0.66)	658	0.070
Dorso central	10 (3.04 \pm 1.0)	8 (2.35 \pm 1.19)	1113.5	0.004
Pectorales superiores	7 (2.78 \pm 0.89)	7 (2.2 \pm 0.88)	1074	0.011
Pectorales inferiores	11 (4.24 \pm 1.54)	10 (3.2 \pm 1.0)	1164	<0.01
Pélvicas	11 (4.02 \pm 1.50)	11 (2.8 \pm 1.15)	1193	<0.01

Isótopos estables

Aetobatus laticeps

El promedio de la relación C:N fue de 3.83 ± 0.11 . Post *et al.* (2007), sugieren que para obtener valores de proteínas puras y la estimación apropiada de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$, la razón C:N debe de encontrarse dentro del rango de 3.5 a 2.5, con una variabilidad limitada, ya que valores superiores a 3.5 indican un exceso de carbonatos inorgánicos (empobrecidos en ^{13}C) y menores a 2.5 la presencia de desaminasas y transaminasas, empobrecidos en ^{15}N (Gannes *et al.*, 1998). En este caso, los valores de C:N obtenidos cumplen solo el requisito de baja variabilidad. Dado a que en este trabajo se realizó la extracción de urea en las muestras, la razón C:N y los valores $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ se encuentran afectados por este proceso y no es recomendable realizar alguna corrección aritmética para inferir $\delta^{13}\text{C}$ (Carlisle *et al.*, 2016). Asimismo, se ha demostrado que los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en músculo en elasmobranchios no cambian significativamente cuando solo se realiza la extracción de urea respecto a la extracción de urea y lípidos (Carlisle *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2016), razón por la que no se aplicó ningún ajuste matemático para inferir $\delta^{13}\text{C}$.

Se obtuvieron muestras de músculo de 34 individuos de *A. laticeps* con tallas de 40 cm a 150 cm de AD y un promedio de 101.17 ± 24.46 cm de AD. Las muestras obtenidas correspondieron

a 17 hembras, 11 machos y seis organismos que no fue posible sexar, los cuales presentaron valores isotópicos para $\delta^{15}\text{N}$ de 12.44‰ a 16.32‰ y de -15.12‰ a -12.47‰ en el caso de $\delta^{13}\text{C}$. Para el análisis isotópico entre tallas se tomaron en cuenta dos grupos, de 70 – 90 cm de AD (subadultos y adultos jóvenes) y 100 – 150 cm de AD (adultos), se excluyeron del análisis a dos individuos de 40 – 50 cm de AD que correspondieron a neonatos debido a la limitada representación en el tamaño de muestra. No se encontraron diferencias significativas en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ entre años y tallas, pero sí entre sexos, en el caso de $\delta^{13}\text{C}$ (Tabla V).

Tabla V. Valores isotópicos, W y P de distintos grupos de *Aetobatus laticeps*.

Factor	n	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)			$\delta^{13}\text{C}$ (‰)		
		Prom. \pm d. e.	Valor χ^2 o W	p	Prom. \pm d. e.	Valor χ^2 o W	p
General	34	14.42 \pm 0.74	-	-	-14.16 \pm 0.52	-	-
2020	15	14.45 \pm 0.79	$\chi^2 = 2.49$	0.28	-14.27 \pm 0.41	$\chi^2 = 1.47$	0.47
2021	10	14.55 \pm 0.81			-13.99 \pm 0.72		
2022	9	14.21 \pm 0.46			-14.15 \pm 0.34		
Hembras	17	14.39 \pm 0.86	W = 91.5	0.94	-13.95 \pm 0.52	W = 143.5	0.01
Machos	11	14.45 \pm 0.48			-14.40 \pm 0.31		
70 - 90 cm AD	17	14.48 \pm 0.55	W = 126	0.97	-14.27 \pm 0.32	W = 89.5	0.15
100 - 150 cm AD	15	14.46 \pm 0.87			-14.02 \pm 0.60		

Traslape de nicho isotópico

El método SIBER indicó un traslape de 40% entre años, con respecto al SEAc (área de la elipse corregida) con 1.16 ‰², 2.26 ‰² y 0.64 ‰² para los años 2020, 2021 y 2022, respectivamente (Fig. 16).

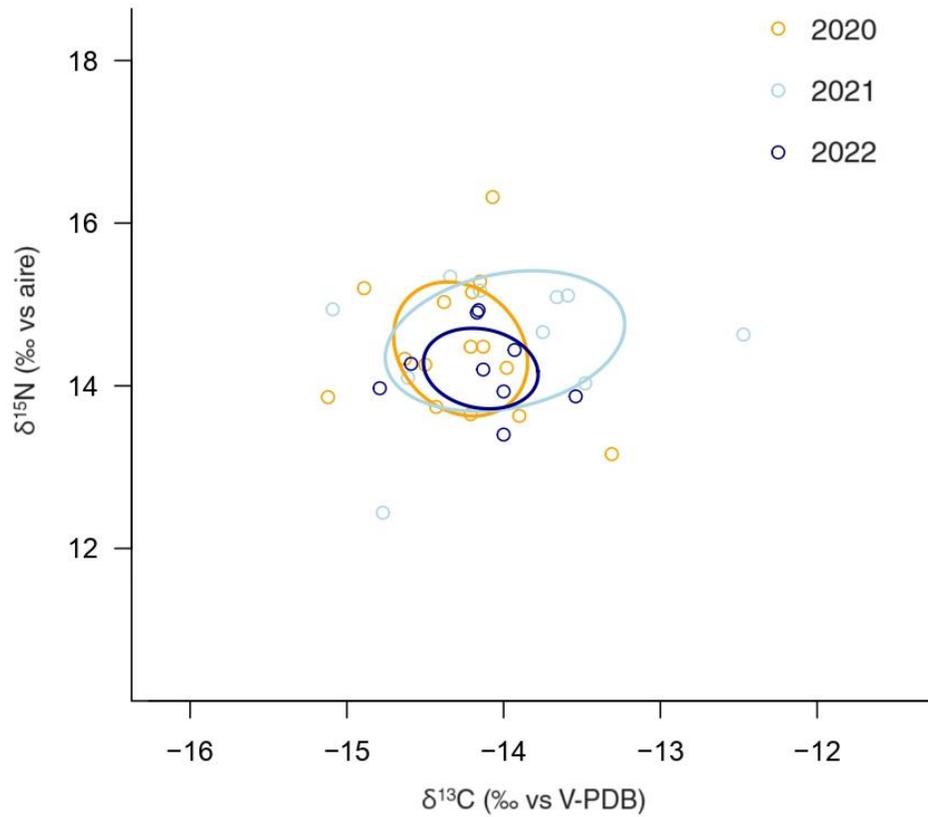


Figura 16. Nicho isotópico interanual (2020-2022) de *A. laticeps* en la Bahía de Banderas.

Asimismo, el análisis indicó un traslape de 36% entre sexos, y un SEAc mayor para hembras (1.58‰^2) con relación a los machos (0.58‰^2) (Fig. 17).

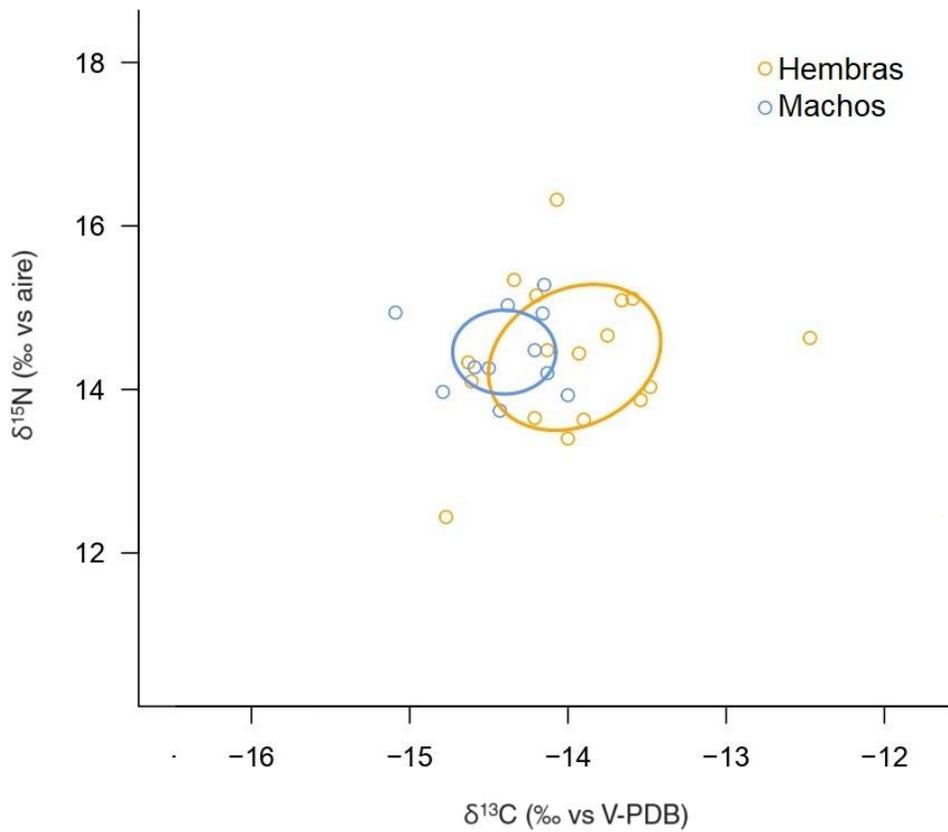


Figura 17. Nicho isotópico de hembras y machos de *A. laticeps* en la Bahía de Banderas.

En cuanto al traslape del nicho isotópico entre tallas fue de 32%, con un área de elipse corregido para juveniles y subadultos (70 – 90 cm AD) de 0.63‰^2 y adultos (100 – 150 cm AD) de 1.90‰^2 (Fig. 18).

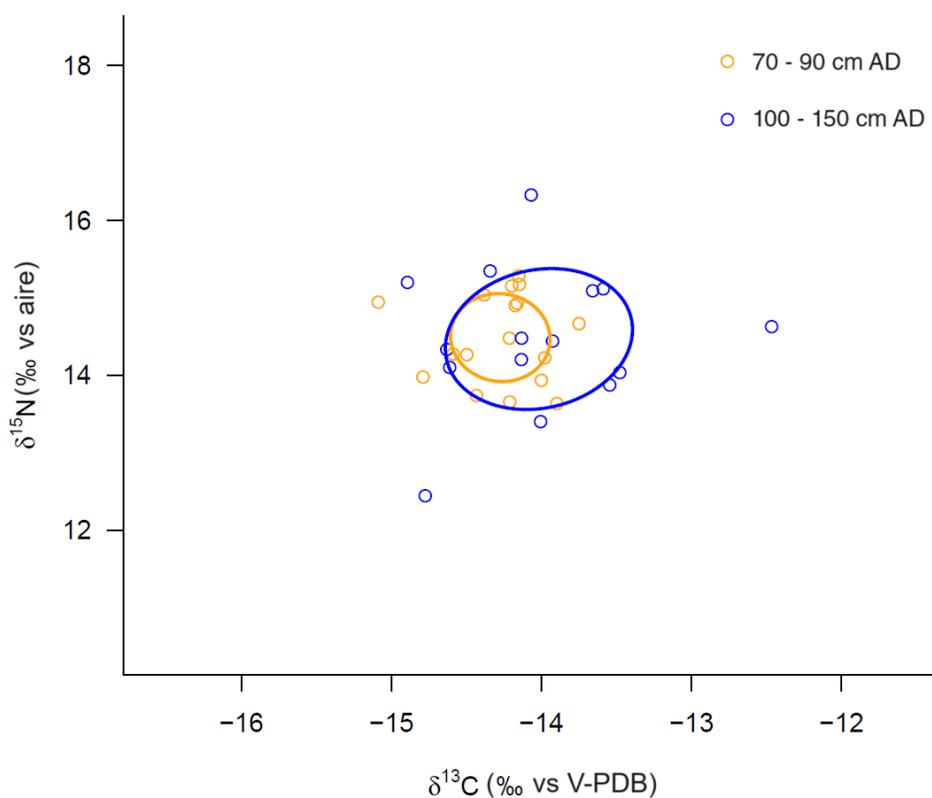


Figura 18. Nicho isotópico entre tallas de *A. laticeps* en la Bahía de Banderas.

Contribución de presas potenciales

Con respecto a las presas potenciales de *A. laticeps*, se recolectaron 157 organismos bentónicos, con un promedio de 15 ± 17 de individuos por cuadrante. De los cuales el 52.2% fueron poliquetos, 20% bivalvos, 14% gasterópodos, 8.91% crustáceos y 4.45% lo conformaron escafópodos, equinodermos y poliplacóforos. El análisis isotópico se limitó a los grupos más predominantes, y únicamente estos ítems se consideraron en la formulación del modelo de mezcla, SIMMR (Tabla VI).

Tabla VI. Valores $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ de presas potenciales de *Aetobatus laticeps*.

Grupo	Familia	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$
Gastropoda	Pseudomelatomidae	11.32	-12.44
	Turbinellidae	13.78	-13.9
Bivalvia	Veneridae	10.04	-16.71
	Donacidae	10.18	-11.74
Decapoda	Xanthidae	10.18	-13.11
	Pinnhotheridae	8.44	-12.90
Polychaeta	Onophidae	10.58	-17.12

Los valores isotópicos de *A. laticeps* estuvieron dentro del rango de los valores de sus presas potenciales, por lo que el modelo de mezcla es preciso (Fig. 19). Asimismo, el modelo indica que los gasterópodos contribuyeron en un 53% a la dieta de *A. laticeps*; mientras que los poliquetos, bivalvos y crustáceos representaron, en menor proporción con 24%, 14% y 9%, respectivamente (Fig. 20).

Valores isotópicos de *A. laticeps* y sus presas potenciales

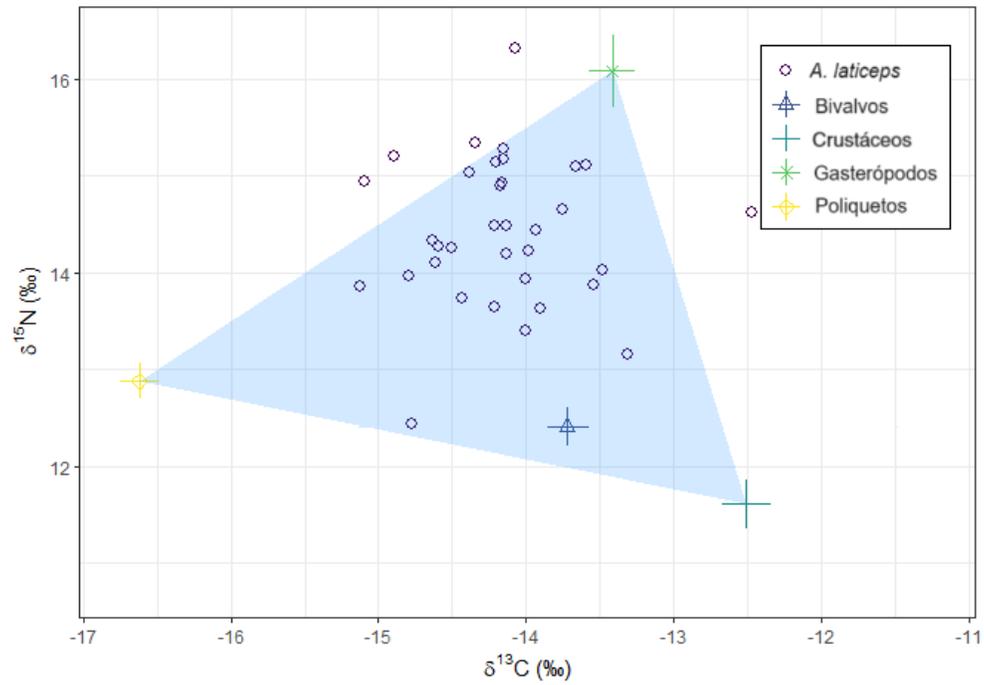


Figura 19. Valores isotópicos ($\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$) de *A. laticeps* y sus presas potenciales en la Bahía de Banderas.

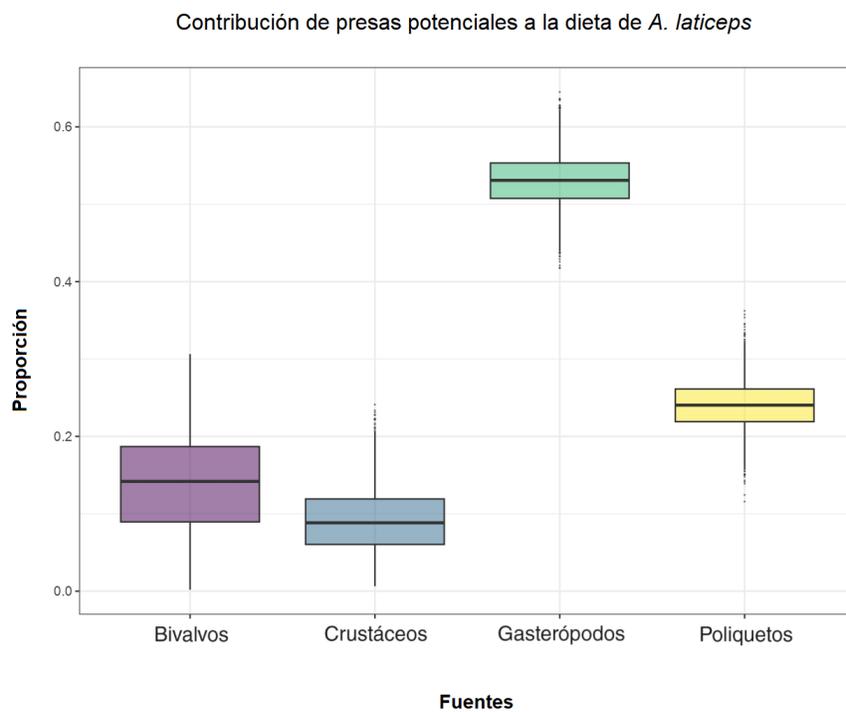


Figura 20. Contribución de presas potenciales a la dieta de *A. laticeps* en la Bahía de Banderas.

Posición trófica

El paquete `tRophicPosition` señaló un ajuste adecuado de los datos al modelo e indicó una posición trófica promedio de 3.31 ± 0.20 (Fig. 21).

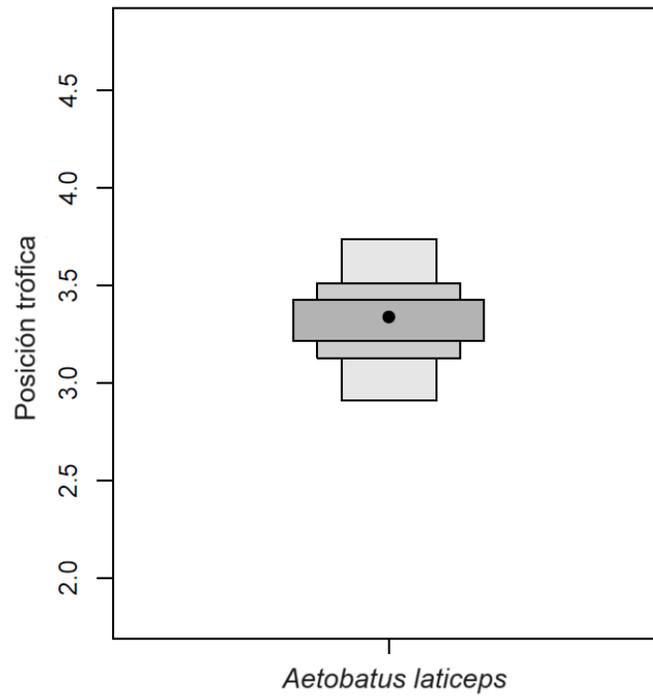


Figura 21. Posición trófica de *A. laticeps*. Las cajas representan el 95%, 75%, 50% de los intervalos de confianza

DISCUSIÓN

Foto-identificación

Este es el primer estudio de foto-identificación de *Aetobatus laticeps* donde se integró información derivada de ciencia ciudadana. Se obtuvo una respuesta positiva por parte de la sociedad en general, recibiendo material útil para la identificación de los individuos, al igual que otras investigaciones dirigidas a elasmobranquios (Flowers *et al.*, 2017).

La raya águila del Pacífico presentó un 32.3% de reavistamientos en la Bahía de Banderas (BB), y 43.5%, solo tomando en cuenta Los Arcos (LA), donde se empleó un mayor esfuerzo de muestreo. La proporción de reavistamientos en LA es la segunda más alta reportada para aetobátidos, solo por debajo de 62% para *A. narinari* en Isla Saint Kitts, ubicada en el mar Caribe (Conan *et al.*, 2023) y mayor que en Florida, Península de Yucatán e Islas Turcas y Caicos (7%, 14.9% y 34%, respetando el orden anterior para la misma especie y *A. laticeps* en Oaxaca (30.9%) (Bassos-Hull *et al.*, 2014; González-Ramos *et al.*, 2016; Cerutti-Pereyra *et al.*, 2017; Flowers *et al.*, 2017). No obstante, esta diferencia también puede deberse a los distintos métodos y esfuerzo de muestreo empleados, así como la disimilitud en el tamaño del área de estudio e individuos que se consideraron. Por ejemplo, González-Ramos *et al.* (2016), solo tomaron en cuenta a hembras, mientras que el área de estudio en la Península de Yucatán del trabajo de Cerutti- Pereyra *et al.* (2017), es considerablemente más grande que la BB.

Tomando en cuenta el alto porcentaje de reavistamientos y la tendencia de los individuos a observarse durante los años consecutivos en estaciones indistintas a partir de su primer avistamiento (Fig. 9), se considera que la raya águila presenta residencia a la BB, es decir, tendencia a permanecer en el mismo sitio interrumpidamente durante una estación (tres meses) hasta un año (Chapman *et al.*, 2015a). La filopatría es un comportamiento documentado en varias especies de elasmobranquios (White *et al.*, 2014; Flowers *et al.*, 2016), incluyendo en *A. narinari*, la cual presenta residencia en la laguna costera Indian River (costa oriental de Florida) y las costas de Bermudas (Ajemian *et al.*, 2012; Ajemian y Powers, 2014; Degroot *et al.*, 2021); en cambio, la misma especie presenta fidelidad interanual en Bahía de Sarasota (costa occidental de Florida), regresando año con año durante las estaciones de primavera y verano, siendo la temperatura el principal factor con influencia en sus movimientos (Bassos-Hull *et al.*, 2014;

Degroot *et al.*, 2021). Por otro lado, en el Caribe algunos individuos presentaron fidelidad al sitio, con reavistamientos en una sola estación y solo dos ejemplares se observaron en años consecutivos en la misma área (Cerutti-Pereyra *et al.*, 2017). Asimismo, González-Ramos *et al.* (2016) documentaron un alto porcentaje de recapturas de *A. laticeps* en la Laguna de Chacahua, Oaxaca, no obstante, este estudio solo se llevó a cabo durante 11 meses por lo que es complicado definir si la especie presenta residencia o fidelidad, por lo que se define como afinidad sitio (Flowers *et al.*, 2016).

Además, se observó que el 98% de los reencuentros de *A. laticeps* se produjeron en las mismas ubicaciones, a pesar de la cercanía entre sitios. Siendo el mayor porcentaje registrado para aetobátidos, aunque en términos generales, la mayoría de los reencuentros ocurren en áreas donde previamente se observaron (Flowers *et al.*, 2017; Conan *et al.*, 2023). Las zonas de uso repetitivo indican que poseen ciertos factores físicos y biológicos que benefician a los individuos ya sea de manera permanente, estacionalmente o durante parte de su ciclo de vida (Flowers *et al.*, 2016). En este caso, sería necesario tener datos más robustos de rayas águila en otros sitios de la BB para determinar la conexión entre ellos. No obstante, LA es un área que destaca entre los buzos en la que es común ver *A. laticeps* en comparación a otros sitios, tomando en cuenta que es una zona de alta diversidad y abundancia de moluscos con relación a otras áreas aledañas (Ríos-Jara *et al.*, 2001). Es plausible que la disponibilidad de alimento, como se ha observado en otras regiones con *A. narinari*, pueda ser un factor determinante en la presencia de rayas águila en LA (Bassos-Hull *et al.*, 2014; Serrano-Flores *et al.*, 2018).

Las observaciones de rayas águilas gestantes en probablemente sus últimas semanas de gestación ocurrieron entre julio y noviembre, coincidiendo con el período cálido de la temperatura superficial del mar en la BB, en contraste con enero a junio, cuando la temperatura disminuye (Fonseca-Ponce, 2020; Kozak *et al.*, 2020). Tres de estas hembras fueron avistadas antes de su evidente período gestación, sugiriendo una preferencia temperaturas cálidas, probablemente para acelerar el proceso de gestación (Hight y Lowe, 2007) o bien, dar a luz durante el periodo cálido puede representar un beneficio para los organismos neonatos al acelerar su crecimiento y alcanzar tallas más grandes a corto plazo, como estrategia de supervivencia (Heupel *et al.*, 2018).

Los supuestos para identificar áreas de crianza en elasmobranquios son: 1) presencia de neonatos o juveniles de un año más abundantes en determinado sitio respecto a otras áreas, 2) neonatos o juveniles del año manifiestan permanencia o uso de hábitat repetitivo por periodos extendidos y 3) neonatos y juveniles se encuentran en el área por años consecutivos (Heupel, 2007; Martins *et al.*, 2018). Bajo este contexto, la BB cumple los anteriores criterios, tomando en cuenta la presencia de individuos neonatos y juveniles con reavistamientos en los meses y años consecutivos. No obstante, es importante considerar que registro de tallas de *A. laticeps* se limitaron al área de LA, donde dominaron neonatos y juveniles respecto a adultos. Asimismo, la mayoría de las rayas gestantes se observaron en LA y áreas circundantes en el sureste de la BB, por lo que es necesario realizar un monitoreo más exhaustivo en áreas circundantes para poder definir la locación de área de crianza y cumplir con el primer criterio para definir estas zonas (Heupel *et al.*, 2018).

Las especies grandes y de crecimiento lento con baja fecundidad como los elasmobranquios utilizan áreas de crianza para aumentar la supervivencia de individuos inmaduros. Esto incentiva el uso de hábitats protegidos de depredadores y una alta disponibilidad de alimento, factores que podrían aprovechar *A. laticeps* en la BB dado a la disponibilidad de presas potenciales (Ríos-Jara *et al.*, 2001) y profundidades someras cerca de la costa y con alta productividad (Ambriz-Arreola *et al.*, 2012; Mortera Gutiérrez *et al.*, 2016).

Bajo este contexto, la BB probablemente es un área de residencia para *A. laticeps* tanto para individuos maduros como inmaduros, donde realizan actividades crianza, gestación y alimentación (Castelo-Corona, 2018). Este tipo de áreas representan hábitats críticos para la conservación de tiburones y rayas (Hyde *et al.*, 2022). En este sentido, tomando en cuenta la tendencia de *A. laticeps* a utilizar los mismos sitios en la BB, puede que sea susceptible a estresores locales. Por lo tanto, se recomienda una gestión de esta especie a nivel local y conservación de hábitats cruciales como LA.

Finalmente, para responder la hipótesis de residencia y la definición de la localidad de área de crianza de *A. laticeps* se recomienda estudiar sus movimientos continuos y conexión entre hábitats de individuos maduros e inmaduros en la BB mediante métodos como monitoreo acústico y satelital (Degroot *et al.*, 2021; Heupel *et al.*, 2018; Serrano-Flores, 2022).

Caracterización y comparación de manchas

Las rayas águila de BB y LC presentaron 12 manchas por sitio, en contraste con la descripción previa para la especie en Costa Rica, la cual presentó 17 tipos de manchas (Fallas-Madrigal *et al.*, 2021). La mayoría de las manchas ausentes en los individuos de México fueron las correspondieron a los descritos como el grupo “círculos”, que consisten en una o un grupo de manchas formando un círculo, y predominan en la parte inferior de las aletas pectorales y pélvicas de los individuos costarricenses (Anexo II) (Fallas-Madrigal *et al.*, 2021). No obstante, las manchas predominantes en México, con una incidencia superior al 90%, concordaron con las más comunes en *A. laticeps* en Costa Rica, a excepción de la "mancha tenue", que no había sido previamente identificada y que se encontró únicamente y de manera recurrente en los ejemplares de LC.

Otra semejanza en el patrón de manchas de *A. laticeps* de México y Costa Rica, fue la tendencia a presentar menor diversidad de manchas en la parte superior del área dorsal, en comparación a la inferior (Tabla IV). A pesar de estas similitudes, la composición y diversidad de manchas difirió entre las rayas de BB y LC en la mayoría de las unidades analíticas utilizadas. La mancha más común (tipo “punto”) generó diferencias en el área de la cabeza, dorso y pectorales superiores. Esto se debe a que estas regiones de algunos individuos de LC suelen exhibir una alta concentración de la variante “tenue” de manchas, lo que disminuye la presencia de la variante “punto” (Anexo I). Asimismo, las rayas águila de BB presentaron significativamente mayor diversidad de manchas por zona, a excepción de en las aletas pélvicas.

Se debe resaltar que, de los 40 individuos analizados en LC, solo 17 mostraron la mancha tenue, evidenciando dos patrones de pigmentación. Uno de estos patrones es semejante al de la BB, con menos variedad de manchas por zona; mientras que el otro muestra la presencia de la mancha tenue (Anexo II). En Costa Rica, se observa una mayor diversidad de manchas; sin embargo, no todos los individuos presentan las 17 manchas o las pertenecientes al grupo de "círculos," que no estaban presentes en los especímenes de México. Por lo tanto, se deduce que *A. laticeps* en LC y Costa Rica presenta patrones de pigmentación únicos que no se encuentran en otras áreas. No obstante, también se identifican similitudes entre las localidades (Anexo II).

De este modo, se identificaron tres variaciones en la pigmentación: una es compartida por los tres sitios, otra es característica de LC, y una tercera es única para Costa Rica. Cabe mencionar que este último patrón también se ha registrado en Isla Coiba, Panamá (Anexo II). La presencia de individuos que presentan diferencias con relación a un morfotipo propio de su área de origen podría sugerir la posibilidad de intercambio genético con organismos de otras regiones. Este es un fenómeno que previamente se ha observado en especies policromáticas (Cupello *et al.*, 2022).

En la costa occidental de Florida, *A. narinari* presenta fidelidad anual (realizando movimientos latitudinales), mientras que en la costa oriental es residente permanente (DeGroot *et al.*, 2021). A lo largo del área de distribución de *A. laticeps* hay diferentes condiciones bióticas y abióticas, en la que cada patrón de pigmentación podría tener ventajas adaptativas a determinado ambiente (Chunco *et al.*, 2007; Cupello *et al.*, 2022). La Laguna de Chacahua es una laguna costera con una profundidad máxima de 7 m, bordeada de un ecosistema de manglar con agua salobre (CONANP, 2014). En esta localidad, se registró afinidad al sitio de hembras de *A. laticeps*, y los pescadores mencionan que es común observar neonatos (González-Ramos *et al.*, 2016). Por lo tanto, es posible que la preferencia diferencial por hábitats entre individuos ejerza influencia en la presencia de los patrones de pigmentación que se identificaron en el presente estudio (Booth, 1990).

En batoides, se ha vinculado la diferencia en patrones de coloración con su madurez o su tamaño (Giles *et al.*, 2016). En otros casos, se han observado variaciones de color que se mantienen constantes tanto en individuos juveniles como en adultos. Aunque el motivo detrás de estas variaciones sigue siendo desconocido (Mnasri *et al.*, 2009). Por otro lado, en la raya de puntos blancos *Potamotrygon leopoldi*, se identificaron patrones de color que son únicos para diferentes áreas geográficas, y estos patrones se mantienen constantes en relación con el sexo y el tamaño de los ejemplares. Mediante foto-identificación, se lograron detectar sutiles modificaciones en la pigmentación de los individuos de BB (Anexo III). A pesar de esto, fue posible rastrear a los mismos ejemplares durante un período de hasta siete años sin observar cambios drásticos.

Las características morfológicas de *A. laticeps* y su capacidad de desplazamiento (Parson *et al.*, 2011) podrían indicar que realizan movimientos a larga distancia, no obstante, según la información derivada de foto-identificación, la especie tiene alta incidencia hacia los mismos

sitios. Por lo que es imperativo realizar investigaciones de patrones de pigmentación más exhaustivas que consideren factores como el sexo y el estado de madurez de los organismos, incorporando marcadores moleculares para determinar la viabilidad de la utilización de morfotipos de coloración como un carácter diagnóstico en distintas zonas, así como para evaluar la conectividad de *A. laticeps* en el Pacífico Oriental Tropical.

Isótopos estables

Las proporciones C:N de *Aetobatus laticeps* estuvieron por encima de lo recomendado (<3.5), indicando exceso de lípidos, los cuales están empobrecidos en ^{13}C . En batoideos es común suponer que el músculo presenta un bajo contenido de lípidos, y en la mayoría de los casos únicamente se realiza la extracción de urea (Crook *et al.*, 2019). En *A. ocellatus* en la costa oriental de Australia solo aplicaron la extracción de urea y presentó una razón C:N de 4.01 ± 0.01 (Chan *et al.*, 2022). Por lo tanto, se recomienda la extracción de lípidos y urea en aetobátidos, ya que aplicar algún ajuste matemático para inferir $\delta^{13}\text{C}$ a partir de C:N posterior a la extracción de urea podría tener resultados sesgados, dado a que la eliminación de urea afecta la relación C:N y los valores de $\delta^{13}\text{C}$ (Carlisle *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2016).

Los valores isotópicos en *A. laticeps* ($\delta^{15}\text{N} = 14.4 \pm -0.7\text{‰}$), fueron los típicos del Pacífico central mexicano (Olson *et al.*, 2010; Stewart *et al.*, 2016; Arnoldi *et al.*, 2023), con una diferencia de 3.88 ‰ entre el valor mínimo y máximo. El tejido de músculo en batoideos tarda aproximadamente un año en incorporar el promedio de las señales isotópicas de su hábitat trófico (MacNeil *et al.*, 2006; Logan y Lutcavage, 2010), por lo que tomando en cuenta la variación baja de $\delta^{15}\text{N}$ y a los individuos a los que se les observó en años anteriores y posteriores a la toma de muestra de músculo para el análisis de isótopos estables (Anexo IV), es probable que *A. laticeps* se alimente en la zona por periodos prolongados o permanente, incorporando la señal isotópica del área de estudio.

Por otra parte, el promedio de $\delta^{13}\text{C}$ fue de $-14.1 \pm -0.5\text{‰}$, siendo el valor más alto reportado para elasmobranquios en la zona (Barajas-Calderon, 2018; Fonseca-Ponce, 2020), indicando hábitos costeros. En las costas de Campeche *A. narinari* presentó una composición isotópica con valores costeros a oceánicos (3-48 km de la línea de costa); sin embargo, es necesario tomar en cuenta la presencia de sus presas en la extensa y poco profunda plataforma continental del

Golfo de México (Serrano-Flores, 2022). En cambio, la BB tiene una plataforma continental angosta, con una pendiente pronunciada, llegando a más de 1,400 metros de profundidad (Plata y Filonov, 2007), considerando la preferencia por aguas superficiales y poco profundas de los aetobátidos (Ajemian *et al.*, 2012; Ajemian y Powers, 2014), es probable que restrinjan sus movimientos a áreas cercanas a la costa de BB, implicando un menor gasto de energía al realizar desplazamientos verticales más cortos en busca de alimento.

Se encontraron diferencias significativas en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre hembras ($-13.95 \pm 0.52\text{‰}$) y machos (-14.40 ± 0.31), con un nicho isotópico más amplio para hembras (SEAc 1.58‰^2) con respecto a machos (SEAc 0.58‰^2), y un traslape de 36%; mostrando hábitos más costeros para hembras. La segregación sexual o uso diferencial de hábitat es común en elasmobranquios (Sims, 2005; Robbins, 2007), incluso ha sido identificada en especies congéneres de *A. laticeps*, donde las hembras y juveniles se encuentran en áreas someras y/o cercanas a la costa en relación con los machos (Yamaguchi *et al.*, 2005; Ajemian *et al.*, 2012; Cuevas-Zimbrón *et al.*, 2011, 2013). El uso diferencial de hábitats podría estar respondiendo a la variabilidad de demandas energéticas por costos de reproducción específicos de cada sexo, y por lo tanto diferencias en sus movimientos conducidos por distintos factores bióticos y abióticos (Schlaff *et al.*, 2014).

El nicho isotópico fue más reducido para juveniles y subadultos (SEAc 0.63‰^2) en comparación a adultos (SEAc 1.90‰^2), presentando un traslape de 32%. Los movimientos limitados de individuos juveniles ha sido documentado para *A. narinari* en la costa oriental de Florida, así como también la presencia de individuos de tallas pequeñas en áreas estuarinas (González-Ramos *et al.*, 2016; DeGroot *et al.*, 2023), lo que podría explicar los valores isotópicos menores de $\delta^{13}\text{C}$ en juveniles y subadultos, también debido a que en la costa noreste de la BB existe un sistema estuarino con la presencia de tres especies de mangle (Ramirez-Delgadillo y Cupul-Magaña, 1999). Los manglares tienden a tener valores considerablemente más bajos de $\delta^{13}\text{C}$ con relación al fitoplancton (Fry, 2006; Sánchez *et al.*, 2018). No obstante, se ha comprobado a través de consumidores primarios en ecosistemas de manglar que su fuente principal de alimento es el fitoplancton (Bouillon *et al.*, 2000, 2002). Esto podría explicar los valores medianamente bajos de $\delta^{13}\text{C}$ en organismos inmaduros, reflejando un promedio de ambas fuentes, suponiendo que frecuentan estas áreas con fines de alimentación y protección.

El uso de áreas someras o en áreas estuarinas es un comportamiento frecuente en elasmobranchios, pudiendo ser una estrategia para refugiarse de depredadores (Schlaff *et al.*, 2014; López-Angarita *et al.*, 2021)

El nivel trófico de *A. laticeps* fue de 3.31 ± 0.20 , valores correspondientes a un consumidor terciario o mesopredador, ocupando eslabones intermedios dentro de la cadena trófica, concordando con el cálculo para otros aetobátidos (Yamaguchi *et al.*, 2005; Schluessel *et al.*, 2010; Serrano-Flores *et al.*, 2018; Vaudo y Heithaus, 2011; Cahill *et al.*, 2023). Asimismo, el modelo bayesiano SIMMR, indicó que la presa potencial con mayor asimilación fueron los gasterópodos con un 53% de la dieta y de manera secundaria de poliquetos, bivalvos y crustáceos. Dentro de este esquema, las rayas águila en la BB podría ejercer un papel similar al de especies congéneres, las cuales fungen como depredadores especialistas, teniendo una dieta exclusivamente conformada de moluscos (Ajemian *et al.*, 2012; Serrano-Flores, *et al.*, 2022; Cahill *et al.*, 2023). En este trabajo se tomaron en cuenta los grupos taxonómicos más abundantes en el bentos, por lo que podría generar incertidumbre acerca de los ítems presa de *A. laticeps*, sin embargo, la mayor asimilación de gasterópodos y en tercer lugar de bivalvos, coincide con las presas encontradas el contenido estomacal de organismos juveniles de *A. laticeps* en las costas de Sinaloa y Nayarit, donde su dieta fue casi en su totalidad conformada por bivalvos y gasterópodos (Castelo-Corona, 2018).

Las especies del género *Aetobatus* se caracterizan por presentar mandíbulas fuertes con dos filas de dientes planos en forma de placas, además de poseer músculos grandes que les permite generar mordidas capaces de fracturar las conchas de moluscos (Kolmann *et al.*, 2015), incluso de gasterópodos con conchas de gran tamaño como *Lobatus costatus* (Serrano-Flores *et al.*, 2018). Derivado de lo anterior, la dieta de *A. laticeps* en la BB puede tener las mismas inclinaciones. Tomando en cuenta la similitud entre la diversidad y abundancia de presas potenciales megabentónicas en áreas de concentración de aetobátidos y su contenido estomacal (Ajemian *et al.*, 2012; Serrano-Flores *et al.*, 2018), su dieta especialista en bivalvos y gasterópodos (Serrano-Flores, 2022), las observaciones *A. laticeps* alimentándose en LA (Castelo-Corona, 2018) y su tendencia a retornar a los mismos sitios, es posible que estos factores tengan un efecto en la abundancia y composición de sus presas (Eriksson *et al.*, 2011), retornando a los mismos sitios como estrategia de repartición de recursos.

CONCLUSIONES

Los esfuerzos derivados de la ciencia ciudadana dan resultados útiles para el monitoreo a largo plazo de megafauna marina.

Debido los reavistamientos de individuos de *Aetobatus laticeps* neonatos, juveniles y adultos en diferentes años y estaciones indistintas, se sugiere que la especie presenta residencia a la Bahía de Banderas.

La concentración predominante de neonatos y juveniles de *Aetobatus laticeps* en Los Arcos, así como la de hembras en estado de gestación en esa misma localidad y en el sureste de la Bahía de Banderas, sugiere que estas áreas podrían funcionar como hábitats de crianza para la especie.

El patrón de manchas de *Aetobatus laticeps* en Bahía de Banderas y Oaxaca es diferente a la descripción anterior para la especie.

Aetobatus laticeps es un consumidor terciario de hábitos costeros en la Bahía de Banderas.

Las hembras de *A. laticeps* ocupan un hábitat trófico más costero y amplio con respecto a los machos, mientras que los neonatos, juveniles y subadultos ocupan un hábitat trófico más estrecho respecto a los adultos.

La señal isotópica de los individuos de *Aetobatus laticeps* mostró rangos correspondientes al área de estudio y la relación entre esta y la de sus presas potenciales mostró una dieta principalmente conformada por gasterópodos, y de manera secundaria de poliquetos, bivalvos y crustáceos.

La información derivada de este trabajo sugiere que la Bahía de Banderas es un área de residencia de *Aetobatus laticeps* donde se realizan actividades de alimentación y crianza, inherentes a hábitats que son críticos para la conservación de tiburones y rayas.

LITERATURA CITADA

- Abdullah, M. M., Lua, W. Y., Mostapa, R., Bashir, Z., Naimullah, M., Hajisamae, S., y Hisam, F. 2022. Effects of Urea Removal on the Stable Isotopes $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in Rays from the Coastal Waters of Peninsular Malaysia. *Jurnal Ilmiah Perikanan Dan Kelautan*, 10(2), 95–105.
- Abrantes, K. G., Barnett, A., Baker, R., y Sheaves, M. 2015. Habitat-specific food webs and trophic interactions supporting coastal-dependent fishery species: an Australian case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 25(2), 337–363. <https://doi.org/10.1007/s11160-015-9385-y>
- Ajemian, M. J., y Powers, S. P. 2014. Towed-float satellite telemetry tracks large-scale movement and habitat connectivity of myliobatid stingrays. *Environmental Biology of Fishes*. <https://doi.org/10.1007/s10641-014-0296-x>
- Ajemian, M. J., Powers, S. P., y Murdoch, T. J. T. 2012. Estimating the potential impacts of large mesopredators on benthic resources: Integrative assessment of spotted eagle ray foraging ecology in Bermuda. *PLoS ONE*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040227>
- Aldana-Moreno, A., Hoyos-Padilla, E. M., González-Armas, R., Galván-Magaña, F., Hearn, A., Klimley, A. P., Winram, W., Becerril-García, E. E., y Ketchum, J. T. 2020. Residency and diel movement patterns of the endangered scalloped hammerhead *Sphyrna lewini* in the Revillagigedo National Park. *Journal of Fish Biology*, 96(2), 543–548. <https://doi.org/10.1111/jfb.14239>
- Ambriz-Arreola, I., Gómez-Gutiérrez, J., Del Carmen Franco-Gordo, M., Lavaniegos, B. E., y Godínez-Domínguez, E. 2012. Influence of coastal upwelling-downwelling variability on tropical euphausiid abundance and community structure in the inshore Mexican central Pacific. *Marine Ecology Progress Series*, 451, 119–136. <https://doi.org/10.3354/meps09607>
- Arnoldi, N. S., Litvin, S. Y., Madigan, D. J., Micheli, F., y Carlisle, A. 2023. Multi-taxa marine isoscapes provide insight into large-scale trophic dynamics in the North Pacific. *Progress in Oceanography*, 213, 103005. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2023.103005>

- Barajas-Calderon, A. V. 2018. Ecología trófica del tiburón piloto *Carcharhinus falciformis* (Müller y Henle, 1839) en la costa sur de Jalisco, México. Tesis de maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional.
- Bass A. J. 1978. Problems in studies of sharks in the Southwest Indian Ocean. *Hodgson ES, Mathewson RF, Sensory biology of sharks, skates and rays*. Office of Naval Research, Department of the Navy, Arlington, VA, p 545–594.
- Bassos-Hull, K., Wilkinson, K. A., Hull, P. T., Dougherty, D. A., Omori, K. L., Ailloud, L. E., Morris, J. J., y Hueter, R. E. 2014. Life history and seasonal occurrence of the spotted eagle ray, *Aetobatus narinari*, in the eastern Gulf of Mexico. *Environmental Biology of Fishes*. <https://doi.org/10.1007/s10641-014-0294-z>
- Becerril-García, E. E., Arauz, R., Arellano-Martínez, M., Bonfil, R., Ayala-Bocos, A., Castillo-Géniz, J. L., Carrera-Fernández, M., Charvet, P., Chiaramonte, G., Cisneros-Montemayor, A. M., Concha, F., Espinoza, M., Ehemann, N. R., Estupiñán-Montaño, C., Fuentes, K., Galván-Magaña, F., Graham, R., Hacoheh-Domené, A., Hazin, F., ... Godard-Coding, C. A. G. 2022. Research priorities for the conservation of chondrichthyans in Latin America. *Biological Conservation*. 269 . <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109535>
- Boggio-Pasqua, A., Bassos-Hull, K., Aeberhard, W., Hoopes, L., Swider, D., Wilkinson, K. A., Dureuil, M., y Dureuil, M. 2022. Whitespotted eagle ray (*Aetobatus narinari*) age and growth in wild (*in situ*) versus aquarium-housed (*ex situ*) individuals : Implications for conservation and management. *Front. Mar. Sci.* 9:960822. doi: 10.3389/fmars.2022.960822
- Booth, C. L. 1990. Evolutionary significance of ontogenetic colour change in animals. *Biological Journal of the Linnean Society*. (40) 125–163.
- Botsford, L. W., Castilla, J. C., y Peterson, C. H. 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science*, 277(5325), 509–515. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.509>
- Bouillon, S., Mohan, P. C., Sreenivas, N., y Dehairs, F. 2000. Sources of suspended organic matter and selective feeding by zooplankton in an estuarine mangrove ecosystem as traced by stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series*. (208)79–92.

- Bouillon, S., Raman, A. V., Dauby, P., y Dehairs, F. 2002. Carbon and Nitrogen Stable Isotope Ratios of Subtidal Benthic Invertebrates in an Estuarine Mangrove Ecosystem (Andhra Pradesh, India). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. (54)901–913. <https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0864>
- Cahill, B. V., Eckert, R. J., Bassos-hull, K., Ostendorf, T. J., Voss, J. D., Degroot, B. C., y Ajemian, M. J. 2023. Diet and Feeding Ecology of the Whitespotted Eagle Ray (*Aetobatus narinari*) from Florida Coastal Waters Revealed via DNA Barcoding. *Fishes* 2023, 8, 388. <https://doi.org/10.3390/fishes808038>
- Carlisle, A. B., Litvin, S. Y., Madigan, D. J., Lyons, K., Bigman, J. S., Ibarra, M., y Bizzarro, J. J. 2016. Interactive effects of urea and lipid content confound stable isotope analysis in elasmobranch fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 74(3), 419–428. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2015-0584>
- Castelo-Corona, A. 2018. Uso de hábitat de la raya águila (*Aetobatus laticeps*) en Los Arcos de Mismaloya, Jal. y aspectos biológico-pesqueros en el Pacífico mexicano. Tesis de licenciatura. Tecnológico Nacional de México, Campus Bahía de Banderas.
- Cerutti-Pereyra, F., Bassos-Hull, K., Arvizu-Torres, X., Wikinson, K. A., García-Carrillo, I., Perez-Jimenez, J. C., y Hueter, R. E. 2017. Observations of spotted eagle rays (*Aetobatus narinari*) in the Mexican Caribbean using. *Environmental Biology of Fishes*, <https://doi.org/10.1007/s10641-017-0694-y>
- Chan, A. J., Raoult, V., Jaine, F. R. A., Peddemors, V. M., Broadhurst, M. K., y Williamson, J. E. (2022). Trophic niche of Australian cownose rays (*Rhinoptera neglecta*) and whitespotted eagle rays (*Aetobatus ocellatus*) along the east coast of Australia. *Journal of Fish Biology*, 100(4), 970–978. <https://doi.org/10.1111/jfb.15028>
- Chapman, D. D., Feldheim, K. A., Papastamatiou, Y., y Hueter, R. E. 2015. There and Back Again: A Review of Residency and Return Migrations in Sharks, with Implications for Population Structure and Management. *Annual Review of Marine Science*, <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010814-015730>
- Chen, G., Wu, Z., Gu, B., Liu, D., Li, X., y Wang, Y. 2010. Isotopic niche overlap of two

- planktivorous fish in southern China. *Limnology*, 151–155. <https://doi.org/10.1007/s10201-010-0332-2>
- Chunco, A. J., McKinnon, J. S., y Servedio, M. R. 2007. Microhabitat variation and sexual selection can maintain male color polymorphisms. *Evolution*, 61(11), 2504–2515. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2007.00213.x>
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117–143.
- Conan, A., Dennis, M. M., Gilbert, K., Lenain, E., Bruns, S., y Henderson, A. C. (2023). Occurrence of the endangered whitespotted eagle ray *Aetobatus narinari* around the Lesser Antilles island of Saint Kitts: a photo-identification study. *Environmental Biology of Fishes*. <https://doi.org/10.1007/s10641-023-01431-z>
- Crook, K. A., Barnett, A., Sheaves, M., y Abrantes, K. 2019. Effects of lipid and urea extraction on stable isotope values ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) of two batoids: A call for more species-specific investigations. *Limnology and Oceanography: Methods*, 17(11), 565–574. <https://doi.org/10.1002/lom3.10333>
- Cuevas-Zimbrón, E., Pérez-Jiménez, J. C., y Méndez-Loeza, I. 2011. Spatial and seasonal variation in a target fishery for spotted eagle ray *Aetobatus narinari* in the southern Gulf of Mexico. *Fisheries Science*. <https://doi.org/10.1007/s12562-011-0389-9>
- Cuevas-Zimbrón, E., Pérez, J. C., y Méndez, I. 2013. Efecto de factores ambientales y la asignación del esfuerzo pesquero sobre las capturas de la raya *aetobatus narinari* (rajiformes: Myliobatidae) en el sur del golfo de México. *Revista de Biología Tropical*, 61(3), 1341–1349.
- Cupello, M., Ribeiro-Costa, C. S., y Vaz-De-Mello, F. Z. 2022. The evolution of Bolbites onitoides (Coleoptera: Scarabaeidae: Phanaeini): Its phylogenetic significance, geographical polychromatism and the subspecies problem. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 194(3), 973–1034. <https://doi.org/10.1093/zoolinnean/zlab015>
- Degroot, B. C., Bassos, K., Wilkinson, K. A., Barbieri, S. L., Poulakis, G. R., y Ajemian, M. J. 2021. Variable migration patterns of whitespotted eagle rays *Aetobatus narinari* along

- Florida's coastlines. *Marine Biology*. <https://doi.org/10.1007/s00227-021-03821-2>
- Dunne, J. A., Williams, R. J., y Martinez, N. D. 2004. Network structure and robustness of marine food webs. *Marine Ecology Progress Series*, 273, 291–302. <https://doi.org/10.3354/meps273291>
- Eriksson, B. K., Sieben, K., Eklf, J., Ljunggren, L., Olsson, J., Casini, M., y Bergstrm, U. 2011. Effects of altered offshore food webs on coastal ecosystems emphasize the need for cross-ecosystem management. *Ambio*, 40(7), 786–797. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0158-0>
- Fallas-Madrigal, D., Castelo-Corona, A., Mejías, D., Stephens-Cárdenas, S., Astorga-Arías, J., Molina-Quirós, J. L., y Hernández, S. 2021. Diversity of white spot patterns in the eagle ray *Aetobatus laticeps* (Myliobatiformes : Aetobatidae) in the north Pacific coast of Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 69(Suppl. 2), S267-S276. <https://doi.org/10.15517/rbt.v69iS2.48323>
- Flowers, K. I., Henderson, A. C., Lupton, J. L., y Chapman, D. D. 2017. Site affinity of whitespotted eagle rays *Aetobatus narinari* assessed using photographic identification. *Journal of Fish Biology*, 91(5), 1337–1349. <https://doi.org/10.1111/jfb.13452>
- Flowers, K., y Kelley, M. 2020. Resting Whitespotted Eagle Ray *Aetobatus narinari* (Aetobatidae). *Journal of Ichthyology*, 60(1), 122–123. <https://doi.org/10.1134/S003294522001004X>
- Flowers, Kathryn I., Ajemian, M. J., Bassos-Hull, K., Feldheim, K. A., Hueter, R. E., Papastamatiou, Y. P., y Chapman, D. D. 2016. A review of batoid philopatry, with implications for future research and population management. *Marine Ecology Progress Series*, 562, 251–261. <https://doi.org/10.3354/meps11963>
- Flowers, Kathryn I., Heithaus, M. R., y Papastamatiou, Y. P. 2021. Buried in the sand: Uncovering the ecological roles and importance of rays. *Fish and Fisheries*, 22(1), 105–127. <https://doi.org/10.1111/faf.12508>
- Fonseca-Ponce, I. 2020. Hábitat trófico de la manta gigante (*Mobula birostris*) asociado a la variación del zooplancton en Bahía de Banderas, México. Tesis de maestría. Centro

Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional.

Fry, B. 2006. Stable isotope ecology (Vol. 521, p. 318). New York: Springer.

Gannes, L. Z., Del Rio, C. M., y Koch, P. 1998. Natural Abundance Variations in Stable Isotopes and their Potential Uses in Animal Physiological Ecology. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 119(3), 725–737.

Giles, J. L., Riginos, C., Naylor, G. J. P., Dharmadi, y Ovenden, J. R. 2016. Genetic and phenotypic diversity in the wedgefish *Rhynchobatus australiae*, a threatened ray of high value in the shark fin trade. *Marine Ecology Progress Series*, 548, 165–180. <https://doi.org/10.3354/meps11617>

González-Ramos, M. S., Santos-Moreno, A., Rosas-Alquicira, E. F., y Fuentes-Mascorro, G. 2016. Validation of photo-identification as a mark–recapture method in the spotted eagle ray *Aetobatus narinari*. *Journal of Fish Biology*, 90(3), 1021–1030. <https://doi.org/10.1111/jfb.13215>

Gray, S. M., y McKinnon, J. S. 2007. Linking color polymorphism maintenance and speciation. *Trends in Ecology and Evolution*, 22(2), 71–79. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.10.005>

Heupel, M. R., Kanno, S., Martins, A. P. B., y Simpfendorfer, C. A. 2018. Advances in understanding the roles and benefits of nursery areas for elasmobranch populations. *Marine and Freshwater Research*, 70(7), 897–907. <https://doi.org/10.1071/MF18081>

Hight, B. V., y Lowe, C. G. 2007. Elevated body temperatures of adult female leopard sharks, *Triakis semifasciata*, while aggregating in shallow nearshore embayments: Evidence for behavioral thermoregulation? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 352(1), 114–128. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.07.021>

Hussey, N. E., Brush, J., McCarthy, I. D., y Fisk, A. T. 2010. $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ diet-tissue discrimination factors for large sharks under semi-controlled conditions. *Comparative Biochemistry and Physiology - A Molecular and Integrative Physiology*, 155(4), 445–453. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2009.09.023>

Hyde, C. A., Notarbartolo di Sciara, G., Sorrentino, L., Boyd, C., Finucci, B., Fowler, S. L., Kyne, P. M., Leurs, G., Simpfendorfer, C. A., Tetley, M. J., Womersley, F., y Jabado, R.

- W. 2022. Putting sharks on the map: A global standard for improving shark area-based conservation. *Frontiers in Marine Science*, 9(September), 1–16. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.968853>
- Jackson, A. L., Inger, R., Parnell, A. C., y Bearhop, S. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology*, 80(3), 595–602. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01806.x>
- Jaksic, F. M., y Marone, L. (2007). *Ecología de comunidades*. Ediciones Universidad Católica de Chile.
- Kim, S. L., y Koch, P. L. 2012. Methods to collect, preserve, and prepare elasmobranch tissues for stable isotope analysis. *Environmental Biology of Fishes*, 95(1), 53–63. <https://doi.org/10.1007/s10641-011-9860-9>
- Kolmann, M. A., Crofts, S. B., Dean, M. N., Summers, A. P., y Lovejoy, N. R. 2015. Morphology does not predict performance: Jaw curvature and prey crushing in durophagous stingrays. *Journal of Experimental Biology*, 218(24), 3941–3949. <https://doi.org/10.1242/jeb.127340>
- Kozak, E. R., Franco, C., Enrique, G., Domínguez, G., Suárez, E., y Arreola, I. A. 2020. Seasonal variability of stable isotope values and niche size in tropical calanoid copepods and zooplankton size fractions. *Marine Biology*, 1–13. <https://doi.org/10.1007/s00227-020-3653-7>
- Last, P. R., White, W. T., Carvalho, M. de., Séret, B., Stehmann, F. ., y Naylor, G. J. 2016. *Rays of the World*.
- Li, Y., Zhang, Y., Hussey, N. E., y Dai, X. 2016. Urea and lipid extraction treatment effects on $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ values in pelagic sharks. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 30(1), 1–8. <https://doi.org/10.1002/rcm.7396>
- Logan, J. M., y Lutcavage, M. E. 2010. Reply to Hussey *et al.*: The requirement for accurate diet-tissue discrimination factors for interpreting stable isotopes in sharks. *Hydrobiologia*, 654(1), 7–12. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0376-7>
- López-Angarita, J., Villante-Moreno, M., Díaz, J., Cubillos-M, J. C., y Tilley, A. 2021.

- Identifying nearshore nursery habitats for sharks and rays in the Eastern Tropical Pacific from fishers knowledge and landings. *Ocean and Coastal Management*, 213. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105825>
- MacNeil, M. A., Drouillard, K. G., y Fisk, A. T. 2006. Variable uptake and elimination of stable nitrogen isotopes between tissues in fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(2), 345–353. <https://doi.org/10.1139/f05-219>
- Marshall, A. D., Kyne, P. M., y Bennett, M. B. 2008. Comparing the diet of two sympatric urolophid elasmobranchs (*Trygonoptera testacea* Müller & Henle and *Urolophus kapalensis* Yearsley & Last): Evidence of ontogenetic shifts and possible resource partitioning. *Journal of Fish Biology*, 72(4), 883–898. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01762.x>
- McEachran, J. D., De Carvalho, M. R., y Carpenter, K. E. 2002. Batoids Fishes. In *The living marine resources of the Western Central Atlantic* (Vol. 1).
- Medina-Rosas, P. 1997. El efecto de las actividades turísticas sobre corales pétreos (Cnidaria, Anthozoa, Scleractinia) de los Arcos, Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara.
- Mnasri, N., Boumaïza, M., Mourad, M., Amor, B., y Capapé, C. 2009. Polychromatism in the thornback ray, *Raja clavata* (Chondrichthyes: Rajidae) off northern Tunisian coast (central Mediterranean). *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 4(4), 572–579.
- Mortera Gutiérrez, C. A., Bandy, W. L., Ponce-Núñez, F., y Pérez-Calderón, D. A. 2016. Bahía de Banderas, Mexico: Morphology, Magnetic Anomalies and Shallow Structure. *Pure and Applied Geophysics*, 173(10–11), 3525–3551. <https://doi.org/10.1007/s00024-016-1384-y>
- Newsome, S. D., Martinez del Rio, C., Bearhop, S., y Phillips, D. L. 2007. A niche for isotopic ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1957. <https://doi.org/10.1890/060150.01>
- Olson, R. J., Popp, B. N., Graham, B. S., López-Ibarra, G. A., Galván-Magaña, F., Lennert-Cody, C. E., Bocanegra-Castillo, N., Wallsgrove, N. J., Gier, E., Alatorre-Ramírez, V., Ballance, L. T., y Fry, B. 2010. Food-web inferences of stable isotope spatial patterns in

- copepods and yellowfin tuna in the pelagic eastern Pacific Ocean. *Progress in Oceanography*, 86(1–2), 124–138. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2010.04.026>
- Ornés, A. S., Herbst, A., Spillner, A., Mewes, W., y Rauch, M. 2014. A standardized method for quantifying eggshell spot patterns. *Journal of Field Ornithology*, 85(4), 397–407. <https://doi.org/10.1111/jofo.12079>
- Parnell, A. C., Inger, R., Bearhop, S., y Jackson, A. L. 2010. Source partitioning using stable isotopes: Coping with too much variation. *PLoS ONE*, 5(3), 1–5. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0009672>
- Parson, J. M., Fish, F. E., y Nicastro, A. J. 2011. Turning performance of batoids: Limitations of a rigid body. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 402(1–2), 12–18. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.03.010>
- Plata, L. J., y Filonov, A. 2007. Internal tide in the northwestern part of Banderas Bay, Mexico. *Ciencias Marinas*, 33(2), 197–215. <https://doi.org/10.7773/cm.v33i2.1013>
- Platell, M. E., Potter, I. C., y Clarke, K. R. 1998. Resource partitioning by four species of elasmobranchs (Batoidea: Urolophidae) in coastal waters of temperate Australia. *Marine Biology*, 131(4), 719–734. <https://doi.org/10.1007/s002270050363>
- Pollom, R., Avalos, C., Bizzarro, J., Burgos-Vázquez, M.I., Cevallos, A., Espinoza, M., González, A., Herman, K., Mejía-Falla, P.A., Morales-Saldaña, J.M., Navia, A.F., y Pérez Jiménez, J. C. 2021. *Aetobatus laticeps*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 8235. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T104021731A104021771>
- Portela, E., Beier, E., Barton, E. D., Castro, R., Godínez, V., Palacios-Hernández, E., Fiedler, P. C., Sánchez-Velasco, L., y Trasviña, A. 2016. Water masses and circulation in the tropical pacific off central Mexico and surrounding areas. *Journal of Physical Oceanography*, 46(10), 3069–3081. <https://doi.org/10.1175/JPO-D-16-0068.1>
- Post, D. M., Layman, C. A., Arrington, D. A., Takimoto, G., Quattrochi, J., y Montaña, C. G. 2007. Getting to the fat of the matter: Models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. *Oecologia*, 152(1), 179–189. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0630-x>

- Quezada-Romegialli, C., Jackson, A. L., Hayden, B., Kahilainen, K. K., Lopes, C., & Harrod, C. 2018. tRophicPosition, an r package for the Bayesian estimation of trophic position from consumer stable isotope ratios. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(6), 1592–1599. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13009>
- Ramirez-Delgadillo, R., y Cupul-Magaña, F. G. (1999). Contribución al conocimiento de la flora de la Bahía de Banderas ., *Ciencias Naturales y Agropecuarias*, 135–146.
- Rau, A. G. H., Teyssie, J., Rassoulzadegan, F., Fowler, S. W., Rau, G. H., Teyssie, J., Rassoulzadegan, F., y Fowler, S. W. 1990. $^{13}\text{C} / ^{12}\text{C}$ and $^{15}\text{N} / ^{14}\text{N}$ variations among size fractionated marine particles : implications for their origin and trophic relationships. *Inter-Research Science Center*, 59(1), 33–38.
- Ríos-Jara, E., Pérez-Peña, M., Juárez-Carrillo, E., López-Uriarte, E., Enciso-Padilla, L., Robles-Jarero, E. G. 2001. Moluscos macrobénticos del intermareal y plataforma continental de Jalisco y Colima. *Informe Final SNIB-CONABIO Proyecto No.S110. México, D.F., 1*, 1–27.
- Robbins, R. L. 2007. Environmental variables affecting the sexual segregation of great white sharks *Carcharodon carcharias* at the Neptune Islands South Australia. *Journal of Fish Biology*, 70(5), 1350–1364. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01414.x>
- Ronquillo-Moreira, I. L. 2019. Distribución, abundancia, estructura de tallas y fidelidad de sitio de *Aetobatus laticeps*, mediante monitoreo participativo y foto-identificación I3S en la Reserva Marina El Pelado, Santa Elena. Tesis de Licenciatura. Universidad Estatal “Península de Santa Elena.”
- Rounick, J. S., y Winterbourn, M. J. 1986. Stable Carbon Isotopes and in Ecosystems ratios can help trace carbon pathways. *BioScience*, 36(3), 171–177.
- Sales, L., Negra, C., Sampaio, I., Oliveira, C., Cruz, V. P., y Fernando, L. 2019. Phylogeography of eagle rays of the genus *Aetobatus* : *Aetobatus narinari* is restricted to the continental western Atlantic Ocean. *Hidrobiología*. 0, 169–183. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-3949-0>
- Sánchez, A., Rodríguez-Figueroa, G., Shumilin, E., y Ortiz-Hernández, M. C. 2018. Evidence

- of intense suboxia and anoxia in a tropical bay of the Gulf of California. *Continental Shelf Research*, 168, 21–27.
- Schlaff, A. M., Heupel, M. R., Y Simpfendorfer, C. A. 2014. Influence of environmental factors on shark and ray movement, behaviour and habitat use: a review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24(4), 1089–1103. <https://doi.org/10.1007/s11160-014-9364-8>
- Schluessel, V., Bennett, M. B., y Collin, S. P. 2010. Diet and reproduction in the white-spotted eagle ray *Aetobatus narinari* from Queensland, Australia and the Penghu Islands, Taiwan. *Marine and Freshwater Research*. <https://doi.org/10.1071/MF09261>
- Serrano-Flores, F., Pérez-Jiménez, J. C., Méndez-Loeza, I., Bassos-Hull, K., y Ajemian, M. J. (2018). Comparison between the feeding habits of spotted eagle ray (*Aetobatus narinari*) and their potential prey in the southern Gulf of Mexico. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 99(3), 661–672. <https://doi.org/10.1017/S0025315418000450>
- Serrano-Flores, Francisco. 2022. Nicho trófico de batoideos de México. Tesis de doctorado. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche.
- Simpfendorfer, C. A., y Milward, N. E. 1993. Utilisation of a tropical bay as a nursery area by sharks of the families Carcharhinidae and Sphyrnidae. *Environmental Biology of Fishes*, 37(4), 337–345. <https://doi.org/10.1007/BF00005200>
- Sims, D. W. 2005. Differences in habitat selection and reproductive strategies of male and female sharks. *Libro: Sexual segregation in vertebrates*, 127-147.
- Stewart, J. D., Beale, C. S., Fernando, D., Sianipar, A. B., Burton, R. S., Semmens, B. X., y Aburto-Oropeza, O. 2016. Spatial ecology and conservation of *Manta birostris* in the Indo-Pacific. *Biological Conservation*, 200, 178–183. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.016>
- Swider, D. A., Corwin, A. L., Kamerman, T. Y., Zimmerman, S. L., Violetta, G. C., Davis, J., y Janse, M. 2017. Reproduction of spotted eagle rays, *Aetobatus narinari*, in aquaria. In *Elasmobranch husbandry manual II: Recent advances in the care of sharks, rays and their relatives* (pp. 433–442).

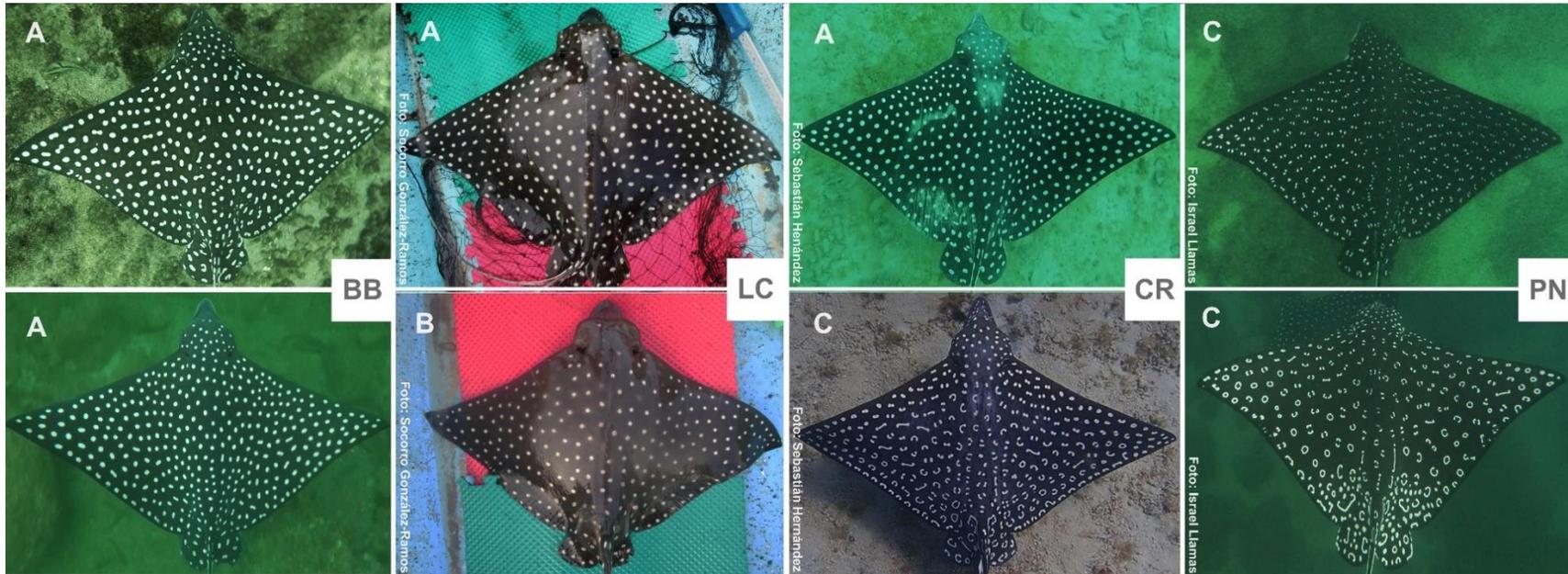
- Tagliafico, A., Rago, N., Rangel, S., y Mendoza, J. 2012. Exploitation and reproduction of the spotted eagle ray (*Aetobatus narinari*) in the Los Frailes Archipelago, Venezuela. *Fishery Bulletin*, 110(3), 307–316.
- van der Zee, E. M., Angelini, C., Govers, L. L., Christianen, M. J. A., Altieri, A. H., van der Reijden, K. J., Silliman, B. R., van de Koppel, J., van der Geest, M., van Gils, J. A., van der Veer, H. W., Piersma, T., de Ruiter, P. C., Olf, H., y van der Heide, T. 2016. How habitat-modifying organisms structure the food web of two coastal ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1826). <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.2326>
- Vaudo, J. J., y Heithaus, M. R. 2011. Dietary niche overlap in a nearshore elasmobranch mesopredator community. *Marine Ecology Progress Series*, 425, 247–260. <https://doi.org/10.3354/meps08988>
- Ware, Daniel M., Thomson, R. E. 2005. Bottom-Up Ecosystem Trophic Dynamics Determine Fish Production in the Northeast Pacific. *Science*, 308, 1280–1284. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15845876>
- White, J., Simpfendorfer, C. A., Tobin, A. J., y Heupel, M. R. 2014. Spatial ecology of shark-like batoids in a large coastal embayment. *Environ Biol Fish*, 773–786. <https://doi.org/10.1007/s10641-013-0178-7>
- White, W. T., Furumitsu, K., y Yamaguchi, A. 2013. A new species of eagle ray *Aetobatus narutobiei* from the Northwest Pacific: An example of the critical role taxonomy plays in fisheries and ecological sciences. *PLoS ONE*, 8(12). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083785>
- Yamaguchi, A., Kawahara, I., y Ito, S. 2005. Occurrence, growth and food of longheaded eagle ray, *Aetobatus flagellum*, in Ariake Sound, Kyushu, Japan. *Environmental Biology of Fishes*, 74(2), 229–238. <https://doi.org/10.1007/s10641-005-0217-0>

ANEXOS

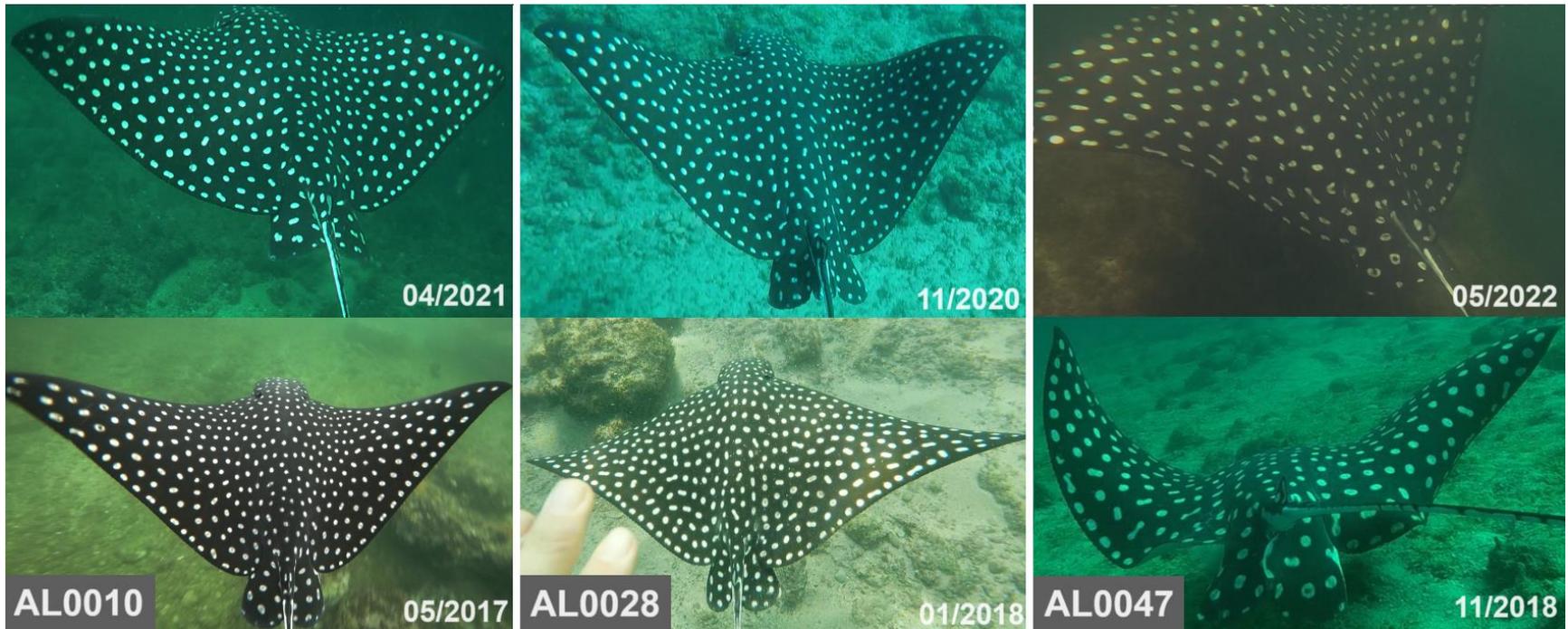
Anexo I. Porcentaje de manchas más predominantes por unidad analítica de las rayas de Bahía de Banderas (BB) y Laguna de Chacahua (LC).

Tipo de mancha	Cabeza		Pectorales superiores		Pectorales inferiores		Dorso central		Pélvicas	
	BB	LC	BB	LC	BB	LC	BB	LC	BB	LC
1. Punto	96.7	76.6	88.9	90.7	67.09	75.0	82.8	86.8	54.4	65.6
2. Dos puntos juntos	0.1	0.5	0.5	0.9	1.8	6.2	0.7	1.3	5.3	10.7
3. Dos puntos unidos	0.5	0.6	7.2	5.0	19.8	17.3	10.9	4.9	17.1	16.4
4. Punto semivacío	1.9	0.3	3.0	0.7	7.9	0.8	4.5	4.1	11.0	4.8
5. Punto tenue	-	16.9	-	2.5	-	-	-	2.2	-	-

Anexo II. Variación de patrón de color de *Aetobatus laticeps* en distintas localidades. Bahía de Banderas (BB), Laguna de Chacahua (LC), Costa norte de Costa Rica (CR) y Isla Coiba, Panamá (PN). Patrón de pigmentación en común (A), patrón único de Laguna de Chacahua (B), patrón único de Costa Rica, también observado en Panamá (C)



Anexo III. Cambios de manchas más drásticos encontrados en *Aetobatus laticeps* en la Bahía de Banderas



Anexo IV. Datos isotópicos de los individuos de *Aetobatus laticeps* a los que se les tomó biopsia y fotos para su identificación.

Individuo	Sexo	Talla	$\delta^{13}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	Número de avistamientos	Fecha de toma de biopsia	Primer avistamiento	Último avistamiento
AL0014	M	90	15.03	-14.33	10	16/03/2020	13/05/2017	10/04/2021
AL0025	H	130	12.44	-14.77	10	02/04/2021	11/01/2018	18/07/2022
AL0052	M	90	14.94	-15.09	7	02/04/2021	17/05/2019	13/04/2022
AL0087	-	40	13.86	-15.12	1	10/05/2020	10/05/2020	-
AL0099	H	90	14.66	-13.75	2	11/04/2021	11/04/2021	06/05/2022
AL0121	H	130	14.63	-12.47	2	02/04/2021	02/04/2021	09/07/2022