



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**ABUNDANCIA Y ALIMENTACIÓN DEL LOBO MARINO DE
CALIFORNIA (*Zalophus californianus*) DE LA RESERVA SAN
BENITO, MÉXICO, EN PRESENCIA DE ANOMALÍAS
CLIMÁTICAS CÁLIDAS**

TESIS

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

PRESENTA

MARÍA ISABEL RODRÍGUEZ MARTÍNEZ

LA PAZ, B.C.S., DICIEMBRE 2021



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de siendo las horas del día del mes de del se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Posgrado de: para examinar la tesis titulada: del (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	RODRÍGUEZ	Apellido Materno:	MARTÍNEZ	Nombre (s):	MARÍA ISABEL
-------------------	-----------	-------------------	----------	-------------	--------------

Número de registro:

Aspirante del Programa Académico de Posgrado:

Una vez que se realizó un análisis de similitud de texto, utilizando el software antiplagio, se encontró que el trabajo de tesis tiene 10 % 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: el porcentaje de similitud es por aspectos metodológicos adecuadamente referidos a la fuente original.

****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. FERNANDO RICARDO ELORRIAGA VERPLANCKEN
Director de Tesis
Nombre completo y firma


DR. RODRIGO MONCAYO ESTRADA
Nombre completo y firma


DR. ARTURO TRIPP VALDEZ
Nombre completo y firma


DR. XCHEL GABRIEL MORENO SÁNCHEZ
Director de Tesis
Nombre completo y firma


DR. GUILLERMO MARTÍNEZ FLORES
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 CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 15 del mes de Diciembre del año 2021

El (la) que suscribe BM. MARIA ISABEL RODRIGUEZ MARTINEZ Alumno (a) del Programa
MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

con número de registro A200443 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS
manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DR. FERNANDO RICARDO ELORRIAGA VERPLANCKEN y DR. XCHEL GABRIEL MORENO SÁNCHEZ
y cede los derechos del trabajo titulado:

"ABUNDANCIA Y ALIMENTACIÓN DEL LOBO MARINO DE CALIFORNIA (*Zalophus californianus*) DE LA
RESERVA SAN BENITO, MÉXICO, EN PRESENCIA DE ANOMALÍAS CLIMÁTICAS CÁLIDAS"

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

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

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

BM. MARIA ISABEL RODRIGUEZ MARTINEZ

Nombre y firma del alumno

Dr. Mario Alberto Castillo Soria

Tesis maestria Isabel 30 nov 21.pdf

Resumen de fuentes

10%

SIMILITUD GENERAL



1	www.repositoriodigital.ipn.mx INTERNET	3%
2	repositoriodigital.ipn.mx INTERNET	1%
3	tesis.ipn.mx INTERNET	<1%
4	www.biblioteca.cicimar.ipn.mx INTERNET	<1%
5	biblio.uabcs.mx INTERNET	<1%
6	www.remexmarbc.org INTERNET	<1%
7	hdl.handle.net INTERNET	<1%
8	s6250e2cbcd1c88c4.jimcontent.com INTERNET	<1%
9	docplayer.es INTERNET	<1%
10	iefectividad.conanp.gob.mx INTERNET	<1%
11	revistas.imarpe.gob.pe INTERNET	<1%
12	doczz.es INTERNET	<1%
13	www.cicimar.ipn.mx INTERNET	<1%
14	proclimaperu.wordpress.com INTERNET	<1%
15	spo.nmfs.noaa.gov INTERNET	<1%
16	www.scielo.org.mx INTERNET	<1%
17	webfc.ens.uabc.mx INTERNET	<1%
18	www-csgc.ucsd.edu INTERNET	<1%
19	cienciasmarinas.com.mx INTERNET	<1%
20	www.asf.gob.mx INTERNET	<1%
21	www.scielo.org.ar INTERNET	<1%
22	CJ Salvadeo, S Flores-Ramírez, A Gómez-Gallardo, C MacLeod, D Lluch-Belda, S Jaume-Schinkel, J Urbán R. "Bryde's whale (Balaenoptera edeni) in the southwestern Gulf of California: ..." CROSSREF	<1%
23	bioone.org INTERNET	<1%

24	lsiecosystem.org INTERNET	<1%
25	ÁNGELA MARÍA JARAMILLO LONDOÑO. "Estudio de la biología trófica de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera. Relaciones con la acumulación de metales pesad... INTERNET	<1%
26	tvmonarca.com INTERNET	<1%
27	Nivaldo Magalhães Piorski, José de Ribamar Lima Alves, Monica Rejany Barros Machado, Maria Marluca Ferreira Correia et al. "Alimentação e ecomorfologia de duas espécies de pira... INTERNET	<1%
28	pesquisa.bvsalud.org INTERNET	<1%
29	digital.cic.gba.gob.ar INTERNET	<1%
30	doczz.net INTERNET	<1%
31	www.cienciasmarinas.com.mx INTERNET	<1%
32	www.eeza.csic.es INTERNET	<1%
33	www.intecmar.usb.ve INTERNET	<1%
34	www.unalmed.edu.co INTERNET	<1%
35	L Soto-Mardones, SG Marinone, A Parés-Sierra. "Time and spatial variability of sea surface temperature in the Gulf of California", Ciencias Marinas, 1999 CROSSREF	<1%
36	Maria Isabel Sotelo-Gonzalez, Carlos Humberto Sepúlveda, Rebeca Sánchez-Cárdenas, Luis Antonio Salcido-Guevara et al. "Shell dimension-weight relationships in the blood cockle Lar... CROSSREF	<1%
37	bibliotecadigital.exactas.uba.ar INTERNET	<1%
38	coastwatch.pfeg.noaa.gov INTERNET	<1%
39	diposit.ub.edu INTERNET	<1%
40	es.unionpedia.org INTERNET	<1%
41	issuu.com INTERNET	<1%
42	www.ncjrs.org INTERNET	<1%
43	www.scribd.com INTERNET	<1%
44	www.sisal.unam.mx INTERNET	<1%
45	www.wpcouncil.org INTERNET	<1%
46	Ariadna Juárez-Ruiz, Fernando R. Elorriaga-Verplancken, Xchel G. Moreno-Sánchez, Sergio Aguíniga-García et al. "Diversification of foraging habits among Guadalupe fur seals from thei... CROSSREF	<1%
47	repositorioinstitucional.uson.mx INTERNET	<1%

Se excluyeron los depósitos de búsqueda:

Ninguno

Excluido del Informe de Similitud:

Bibliografía

Citas textuales

Citas

Coincidencias menores (10 palabras o menos)

Se excluyeron las fuentes:

Ninguno

A mi mamá, por el apoyo incondicional

A mis amigos, por hacerme la vida muy divertida

Al mar y a la vida.

AGRADECIMIENTOS

A mis directores de tesis, el Dr. Fernando Elorriaga y el Dr. Xchel Moreno por su apoyo incondicional y hacer un excelente equipo para que este trabajo se llevara a cabo.

A mi comité revisor, el Dr. Rodrigo Moncayo, Dr. Arturo Tripp y el Dr. Guillermo Martínez, por ayudarme en todas las dudas a lo largo de la maestría, por sus acertados comentarios y por el apoyo recibido.

A los pinnvest: Arturo, Romy y Eunice, gracias por todo, sin ustedes la maestría hubiera sido más difícil (de lo que ya fue). Gracias a Arturo por salvarme siempre con R, sin ti hubiera sufrido mucho más, a Romy por enseñarme a hacer los mapas de anomalías en Arcmap y a Eunice, por apoyarme en todo lo que necesitaba. A los 3 gracias por todo, valen mil, nunca cambien.

A mis amigos que hice en la maestría, fuimos la generación covid: a Kike, Pancho, Charlie, Claudia, Fanny, Vladi, Perla, Damaris, Mich y Annia, por esas salidas, fiestas, idas a la playa, etc. Gracias por la amis, el apoyo y neta los quiero mucho.

Gracias a Alanis, que me ayudó a procesar algunas excretas del 2019. Rifada

Y finalmente, a la persona más importante de mi vida, mi mamá, gracias por todo el apoyo que me das. Eres lo mejor del mundo.

ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS	i
ÍNDICE DE TABLAS	iv
GLOSARIO.....	v
RESUMEN	viii
ABSTRACT	ix
INTRODUCCIÓN	1
ANTECEDENTES	4
JUSTIFICACIÓN	8
HIPÓTESIS	9
OBJETIVO.....	10
General.....	10
Específicos	10
ÁREA DE ESTUDIO.....	11
MÉTODOS	13
Obtención de datos.....	13
Imágenes de satélite.....	13
Abundancia.....	14
Colecta de muestras	15
Procesamiento de muestras	16
Análisis de datos.....	17
Abundancia.....	17
Isótopos estables.....	18
Análisis de excretas.....	19

RESULTADOS	25
Abundancia interanual	30
Isótopos estables de nitrógeno y carbono	32
Análisis de excretas	36
DISCUSIÓN	44
Abundancia	44
Isótopos estables	47
Análisis de excretas	52
Consideraciones finales	59
CONCLUSIONES	60
BIBLIOGRAFÍA	61
ANEXOS	75

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio. ASB, presente en la región del Pacífico de la Península de Baja California, México.	12
Figura 2. Clasificación de sexo y edad de LMC (<i>Zalophus californianus</i>). Macho Adulto (M), Macho Subadulto (SA), Hembra Adulta (H), Juvenil (J) y Cría (C).....	15
Figura 3. Almacenamiento de excretas de LMC.	17
Figura 4. Gráfico propuesto por Amundsen <i>et al.</i> (1996) coteja la abundancia de las presas versus la frecuencia de aparición de las mismas.	22
Figura 5. Tipos de estrategias alimenticias propuestas por Amundsen <i>et al.</i> (1996), con base en las abundancias específica y frecuencia de aparición de cada presa en la dieta del depredador. a) Especialización en distintos tipos de presas; b) Alimentación generalizada dentro de la variación individual en la amplitud de dieta; c) Dieta especializada en un solo tipo de presa, aunque consumen ocasionalmente otras presas; d) Dieta mixta, algunos organismos tienen una dieta especializada, mientras otros una estrategia de alimentación generalizada.	22
Figura 6. Anomalías de temperatura superficial del mar para cada año de muestreo. La línea roja son las anomalías respecto al control de 2013. La línea negra son anomalías respecto al control de 2003 a 2021.	26
Figura 7. Anomalías de temperatura superficial del mar de la región del Pacífico de la Península de Baja California, con un promedio del 1 de mayo al 31 de julio a lo largo de las temporadas reproductivas de 2013 a 2019. Control 2013.....	27
Figura 8. Anomalías de temperatura superficial del mar de la región del Pacífico de la Península de Baja California, con un promedio del 1 de mayo al 31 de julio a lo largo de las temporadas reproductivas de 2013 a 2019. Control 2003-2021.	28

Figura 9. Anomalías de temperatura superficial del mar adyacente al ASB, con un promedio del 1 de mayo al 31 de julio a lo largo de las temporadas reproductivas de 2013 a 2019. Control 2013.	29
Figura 10. Anomalías de temperatura superficial del mar adyacente al ASB, con un promedio del 1 de mayo al 31 de julio a lo largo de las temporadas reproductivas de 2013 a 2019. Control 2003-2021.	30
Figura 11. Abundancia del LMC (<i>Zalophus californianus</i>) del ASB a lo largo de 2013-2019, con excepción del 2016. La línea roja indica la anomalía de temperatura superficial del mar promedio para cada año de muestreo.	31
Figura 12. Abundancia de hembras adultas y crías de LMC (<i>Zalophus californianus</i>) del ASB a lo largo las temporadas reproductivas de 2013-2019, con excepción del 2016.	32
Figura 13. Diagrama de violín con la distribución y densidad de los datos de $\delta^{13}\text{C}$ por año obtenidos a partir de muestras de pelo de crías de LMC (<i>Zalophus californianus</i>) del ASB. El punto rojo es el promedio y la línea negra vertical es la desviación estándar.	33
Figura 14. Diagrama de violín con la distribución y densidad de los datos de $\delta^{15}\text{N}$ por año obtenidos a partir de muestras de pelo de crías de LMC (<i>Zalophus californianus</i>) del ASB. El punto rojo es el promedio y la línea negra vertical es la desviación estándar.....	34
Figura 15. Envoltura convexa y elipse estándar corregida de valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de crías de LMC (<i>Zalophus californianus</i>) del ASB (2013 a 2019).....	35
Figura 16. Áreas de los nichos isotópicos obtenidos por el análisis SIBER de las señales isotópicas del pelo de las crías del LMC del ASB. $\text{SEAc}\%^{2}$ es el área estandarizada corregida y $\text{TA}\%^{2}$ es el área total del polígono.....	35
Figura 17. Curva de diversidad de las presas del LMC (<i>Zalophus californianus</i>) del ASB; H' = Diversidad de Shannon-Weaver; CV = coeficiente de variación.....	37

Figura 18. Índice de importancia de presas (IIMPi) de los ítems presas identificadas en las excretas del LMC (<i>Zalophus californianus</i>) del ASB colectadas a lo largo de 2014 a 2019.	40
Figura 19. Análisis de NMDS de presas identificadas en las excretas del LMC (<i>Zalophus californianus</i>) del ASB (2014 a 2019).....	41
Figura 20. Uso de hábitat de las presas del LMC (<i>Zalophus californianus</i>) del ASB en relación con el hábitat.....	42
Figura 21. Nivel trófico del LMC del ASB según las presas identificadas en las excretas colectadas de 2014 a 2019. Obtenido con el método de Christensen & Pauly (1992).....	43
Figura 22. Valores del Índice de Levins del LMC del ASB de 2014 a 2019.....	43
Figura 23. Gráfico de Costello modificado por Amundsen <i>et al.</i> (1996), que muestra la abundancia específica de las presas versus la frecuencia de aparición en la dieta del LMC (<i>Zalophus californianus</i>) del ASB por año (2014-2019).....	44
Figura 24. Curva de acumulación de las especies de las presas del LMC (<i>Zalophus californianus</i>) del ASB por año (2014-2019); H' = Diversidad de Shannon-Weaver; CV = coeficiente de variación.....	77

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Prueba Kruskal-Wallis al comparar los promedios de $\delta^{13}\text{C}$ de las crías de LMC (<i>Zalophus californianus</i>) del ASB por año (2013-2019). En rojo se muestran diferencias significativas ($p < 0.05$).....	36
Tabla 2. Prueba Kruskal-Wallis al comparar los promedios de $\delta^{15}\text{N}$ de las crías de LMC (<i>Zalophus californianus</i>) del ASB por año (2013-2019). En rojo se muestran diferencias significativas ($p < 0.05$).....	36
Tabla 3. Tamaño mínimo de excretas del LMC (<i>Zalophus californianus</i>) del ASB. N_s , excretas analizadas; N_{sm} , mínimo de excretas; CV, coeficiente de variación.....	38
Tabla 4. Presas identificadas en las excretas del LMC (<i>Zalophus californianus</i>) del ASB de 2014 a 2019. NT= Nivel trófico, IIMP= Índice de importancia de presas.....	39
Tabla 5. Comparaciones anuales de las presas identificadas en las excretas del LMC del ASB, con el análisis de varianza (PERMANOVA) utilizando matrices de distancia. Valores de probabilidad ajustados (p.ajustado) con la corrección Bonferroni. Valores en rojo indican una significancia estadística al 0.05.....	41

GLOSARIO

Amplitud trófica: Variedad de presas que componen la dieta de una especie, relacionando la proporción de estas para identificarlo como un depredador especialista o generalista

Añeros: Lobos marinos que tienen un año de edad.

δ (Delta): Notación que representa las diferencias relativas entre las razones de isótopos estables entre una muestra y un estándar. Se expresa en partes por mil (‰).

δ¹³C: Diferencia entre la razón de ¹³C/¹²C de una muestra con respecto a la del estándar PeeDee Belemnita. En estudios de alimentación se usan para definir el tipo de ambiente que utilizan los consumidores.

δ¹⁵N: Diferencia entre la razón de ¹⁵N/¹⁴N de una muestra con respecto a la del estándar de nitrógeno atmosférico. En estudios de alimentación se usa para definir la posición trófica de los consumidores. Amplitud trófica. Variedad de presas que conforman la dieta de un consumidor.

Desnitrificación: Proceso microbiano mediante el cual se da la reducción de nitratos para la producción de N molecular (N₂). El déficit de nitratos tiene una relación lineal positiva con los valores de δ¹⁵N.

Dieta: Presas, ya sea animal o vegetal, de las que se alimenta un organismo.

El Niño: Es un fenómeno oceanográfico relacionado con el calentamiento del Pacífico oriental ecuatorial que se manifiesta erráticamente cíclico y que consiste en una fase cálida en el Pacífico ecuatorial

Enriquecimiento isotópico: Término utilizado para describir la cantidad de ¹³C o ¹⁵N respecto a una cantidad determinada, donde una sustancia enriquecida en ¹³C o ¹⁵N estará disminuida isotópicamente en ¹²C o ¹⁴N respectivamente.

Especie bandera: Son especies carismáticas que sirven como símbolo para atraer el apoyo gubernamental, del público o de posibles donantes, para la implementación y desarrollo de programas de conservación que las involucren (Caro *et al.*, 2004)

Especie bioindicadora: Son organismos que contienen parte de la información ambiental que los rodea.

Generalista: Especie que no presenta preferencia altamente desarrollada por alguna fuente de alimento en particular.

Hábitos alimentarios: Comportamiento que despliegan los organismos para en la búsqueda de alimento.

Isoterreno: Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ en el océano presentan variaciones naturales debido a distintos procesos físicoquímicos y biológicos que proporcionan áreas geográficas con una señal isotópica particular (Graham *et al.*, 2010)

Isótopo: Átomo de un mismo elemento que tiene el mismo número de protones (Z) y electrones (e-) pero un número diferente de neutrones (N).

Isótopo estable: Isótopo que no se degrada tan fácilmente como los isótopos ligeros, es discriminado a descomponerse durante procesos metabólicos debido a sus características de enlace.

La Mancha: Anomalía positiva (cálida) que se generó en el Golfo de Alaska y se extendió hasta las costas de Baja California hacia finales de 2013 hasta principios de 2016 (Kintisch, 2015).

Nicho: Conjunto de parámetros biológicos y físicos relacionados con la viabilidad de una población o especie, cuando esta está conformada por una población.

Nicho isotópico: Espacio multidimensional, donde los ejes que lo conforman estarán representados por $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$, el primero representa los aspectos biológicos del animal y el segundo nos indica el hábitat en el que se encuentra.

Nivel trófico: La posición de determinadas especies en la red alimentaria en relación con los principales productores o fuentes de energía; Varía según la zona en la que se estudia.

Oportunista: Organismo que depreda de forma temporal sobre una fuente de alimento inusualmente abundante. También consume otras fuentes de alimento cuando la actual presa es sobre explotada o sufre una disminución temporal.

Posición trófica: Integra la asimilación de la energía o el flujo de masa a través de todas las diferentes vías tróficas que conducen a un organismo. La proporción de los isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) puede ser utilizada para estimar la posición trófica, ya que el $\delta^{15}\text{N}$ de un consumidor es típicamente enriquecido 3-4‰ o relativo a su dieta.

RESUMEN

El lobo marino de California (*Zalophus californianus*) (LMC) es una especie bioindicadora que refleja las condiciones ambientales en el Pacífico Nororiental. Durante variaciones climáticas recientes como la ola cálida del Pacífico Noreste (La Mancha, 2014-2015) o El Niño 2015-2016, la disponibilidad de recursos para diferentes especies se redujo debido a una disminución de la productividad primaria. El objetivo de este estudio fue investigar los efectos de estas anomalías cálidas sobre la abundancia y los hábitos alimentarios del LMC en el Archipiélago San Benito (ASB) durante 2013-2019. Se realizaron conteos por clases de sexo y edad para comparar su abundancia entre años. Para determinar la dieta y sus diferencias interanuales se colectaron excretas con la finalidad de identificar las presas principales, así como pelo de crías (indicadores maternos) para el análisis de isótopos estables ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$). Se utilizó el índice de importancia de presas (IIMP) y se calculó el nivel trófico. Para estimar los nichos isotópicos, se empleó la técnica de Elipses Bayesianas en R (SIBER). La abundancia de la colonia mostró un decremento de aproximadamente 50% de 2013 a 2019. El $\delta^{13}\text{C}$ mostró diferencias interanuales significativas ($H_{(g.l.=5)}= 79.39$, $p<0.001$), con valores más negativos (-17.2‰ a -16.7‰) a partir de 2015, indicando una alimentación más alejada de la costa por parte de las hembras adultas. En el $\delta^{15}\text{N}$ también se encontraron diferencias interanuales significativas ($H_{(g.l.=5)}= 95.59$, $p<0.001$), con una tendencia de declive (20.4‰ a 19.07‰) y una diferencia de más de 1‰ entre 2013 y 2019, evidenciando un probable desplazamiento hacia latitudes más altas. Para el estudio por excretas se recolectaron 168 excretas y de acuerdo con el IIMP, *Strongylura exilis* (30%), *Merluccius productus* (24%), *Ommastrephes bartramii* (10%) y *Sardinops sagax* (10%) fueron las presas más importantes, presentando un nivel trófico promedio de 4.89. Las hembras de LMC tienen una plasticidad alimentaria, provocados por cambios ambientales que modifican la abundancia y distribución de sus presas, provocando variaciones en sus zonas de alimentación y por consiguiente su abundancia en la colonia a lo largo del tiempo, teniendo un efecto sobre la abundancia total dentro de la colonia.

ABSTRACT

The California sea lion (*Zalophus californianus*) (CSL) is a bioindicator species that reflects environmental conditions in the Northeast Pacific. During recent climatic variations such as the Northeast Pacific warm wave (The Blob, 2014-2015) or El Niño 2015-2016, resource availability for different species was reduced due to a decrease in primary productivity. The goal of this study was to investigate the effects of these warm anomalies on the abundance and feeding habits of the CSL in the San Benito Archipelago (SBA) from 2013-2019. Counts were made by sex and age classes to compare abundance between years. To determine the diet and its inter-annual differences, scats were collected to identify the main prey, as well as hair from pups (maternal indicators) for stable isotope analysis ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$). The prey importance index (IIMP) was used, and the trophic level was calculated. To estimate the isotopic niches, the Bayesian Ellipses in R (SIBER) technique was used. Rookery abundance showed a decrease of approximately 50% from 2013 to 2019. The $\delta^{13}\text{C}$ values showed significant interannual differences ($H(d.f.=5)= 79.39$, $p<0.001$), with more negative values (-17.2‰ to -16.7‰) from 2015 onwards, indicating more offshore feeding by adult females. Significant interannual differences were also found in the $\delta^{15}\text{N}$ values ($H(d.f.=5)= 95.59$, $p<0.001$), with a declining trend (20.4‰ to 19.07‰) and a difference of more than 1‰ between 2013 and 2019, evidencing a probable shift towards higher latitudes. Based on the IIMP, *Strongylura exilis* (30%), *Merluccius productus* (24%), *Ommastrephes bartramii* (10%) and *Sardinops sagax* (10%) were the most important prey, giving as a result an average trophic level of 4.89. Female CSL displayed feeding plasticity, caused by environmental changes that modify the abundance and distribution of their prey, causing variations in their feeding areas and consequently their abundance in the colony over time, having an effect on the total abundance within the colony.

INTRODUCCIÓN

El lobo marino de California (*Zalophus californianus*) (LMC) se ha recuperado de una explotación histórica y su población actual es de aproximadamente 390,000 individuos (Aurioles-Gamboa & Hernández-Camacho, 2015). Más allá de los efectos ambientales como eventos de El Niño y la interacción con pesquerías (por ejemplo, de tipo artesanal), no hay otras amenazas importantes aparentes para esta especie (Kovacs *et al.*, 2011). El LMC es considerado una especie bioindicadora de condiciones ambientales (Szteren & Aurioles, 2011). Se distribuye a lo largo del Pacífico Nororiental, especialmente en zonas adyacentes a islas frente a las costas de California, Baja California y el Golfo de California (Lowry & Maravilla-Chávez, 2005; Szteren *et al.*, 2006). Aunque ha habido una recuperación de la especie, ciertas poblaciones o colonias han declinado en los últimos años o décadas, debido a aparentes cambios ecosistémicos, tanto en el Golfo de California (Adame-Fernández, 2020), como en el Pacífico mexicano (Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2016).

Las variaciones climáticas afectan la distribución y abundancia de organismos. Como los generados por El Niño, este incremento en la temperatura superficial del mar (TSM) deprime la termoclina y por ende la llegada de nutrientes a la zona fótica, dando lugar a un declive en la productividad primaria en el ecosistema (Trenberth, 1997). Este efecto no solo repercute sobre las poblaciones de peces, sino de otros organismos que dependen de estas, tales como aves, pinnípedos y otros depredadores tope, ya que se presenta una alteración en la disponibilidad de presas a lo largo del ecosistema (Trillmich *et al.*, 1991; Vargas, 2015; Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2016).

Melin *et al.* (2008) trabajaron con el LMC y evidenciaron viajes de alimentación de hembras adultas más largos durante El Niño 93, de entre de 4 y 5 días, así como buceos profundos que excedieron los 400 m con respecto a un año normal (1996). En esta línea de investigación, Weise *et al.* (2006) observaron, mediante telemetría, que durante un periodo inusualmente cálido (2004-2005), los LMC machos adultos que se alimentaron casi exclusivamente sobre la plataforma continental de

California, estos organismos alteraron su esfuerzo de alimentación, recorriendo distancias hasta tres veces mayores y alejadas de la costa, con respecto a 2003-2004, el cual fue un periodo con condiciones de TSM normales.

Otro fenómeno oceanográfico que ha afectado en años recientes a las poblaciones de algunos pinnípedos fue un área extensa con anomalías positivas que se desarrolló en el Pacífico Norte denominada “La Mancha”, este evento presentó un calentamiento de hasta 4°C en la TSM, con una anchura de 2000 km aproximadamente y 100 m de profundidad (Kintisch, 2015). Esta anomalía cálida se relacionó de modo directo con el evento inusual de mortalidad de LMC en costas de California, EE. UU., especialmente durante 2015, ya que al aumentar la TSM ocasionó una alteración en la disponibilidad de sus presas y esto dio lugar a un incremento en los varamientos de lobos con una condición corporal emaciada (NOAA, 2019). Durante estos eventos oceanográficos, un gran número de cachorros nacidos, de esta y otras especies de pinnípedos (p. ej. Lobos finos de Guadalupe), murieron por inanición debido a abandono materno (Gálvez, 2015; Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2016; Gálvez *et al.*, 2020).

En cuanto a la dieta del LMC a lo largo de sus diferentes colonias, Espinosa de los Reyes-Ayala (2007) realizó una recopilación de la variabilidad espacial de la dieta, tanto en el Golfo de California, en la región del Pacífico de la Península de Baja California y algunas colonias de EE. UU., reportando un total de 160 presas, de las cuales el 85% fueron peces. Las familias mejor representadas fueron: Serranidae (14 especies), Scorpaenidae (11 especies) y Pleuronectidae (8 especies). Con relación a la alimentación del LMC en el Archipiélago San Benito (ASB), Auriolles-Gamboa & Camacho-Ríos (2007) reportaron que las presas más importantes durante el 2001 y 2002 fueron los peces *Argentina sialis*, *Merluccius angustimanus* y *Sebastes* spp., además del calamar *Doryteuthis opalescens*. Los autores lo calificaron como un depredador generalista, con un nivel trófico de 4.42, considerándolo como un carnívoro secundario-terciario. Pablo-Rodríguez (2009), en su trabajo sobre la dieta de LMC en el ASB, menciona a *D. opalescens*, *Gonatus* spp. y *Octopus bimaculatus* como las presas más importantes durante el verano

2007, mientras que en invierno lo fueron *Sebastes* spp. *A. sialis* y *D. opalescens*. La autora reporta un nivel trófico de 4.1 en verano y 4.52 en invierno.

Los estudios taxonómicos anteriormente mencionados de la dieta se basan en análisis de excretas, por medio de la identificación de estructuras duras como picos de cefalópodos y otolitos de peces (p. ej. Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2013). Un método complementario, en los análisis tróficos es el uso de isótopos estables de N y C, que permiten generar información sobre el alimento incorporado en una escala de tiempo mayor que la proporcionada por el análisis de excretas (Newsome *et al.*, 2007; Martínez del Río *et al.*, 2009; Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2013). Aun cuando el método de isótopos estables no proporciona información taxonómica, son útiles para determinar el uso de hábitat, así como el nivel, sobreposición y amplitud trófica de los individuos que se analizan (Newsome *et al.*, 2007).

Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ se asocian a los diferentes ambientes o fuentes de energía que los consumidores utilizan como sitios de alimentación. Por otro lado, las variaciones en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ evalúan de manera más puntual, el nivel y la amplitud trófica de los consumidores (DeNiro & Epstein, 1981; Burton & Koch, 1999; Auriolles-Gamboa *et al.*, 2006). Para el estudio isotópico de pinnípedos, se utiliza frecuentemente el pelo de crías (neonatos) de alrededor de un mes de edad. Estas nacen durante la temporada reproductiva de la especie, la cual va de junio a agosto (Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2015). Las crías funcionan como indicadores de los hábitos alimentarios maternos, proporcionando una ventana temporal de 3-4 meses previos a la fecha de colecta (alrededor de tres meses de gestación y uno de lactancia). La razón de esta aproximación es que los tejidos de crías, cuya alimentación única es a partir de leche materna, se forman por el catabolismo de las hembras adultas, por lo que las variaciones isotópicas entre crías se relacionan con la alimentación de sus madres (Auriolles-Gamboa *et al.*, 2006; Porras-Peters *et al.*, 2008; Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2016; Amador-Capitanachi *et al.*, 2017).

ANTECEDENTES

Durante el fenómeno El Niño se han observado disminuciones en las poblaciones de LMC en el Océano Pacífico. A lo largo del periodo que involucró El Niño de 1982-1983 el número de hembras adultas se redujo en un 59% y de crías 45% en la colonia de Isla Santa Margarita, en la región del Pacífico de la Península de Baja California. También, se observaron un pequeño número de machos subadultos en la colonia durante el invierno siguiente (Aurioles-Gamboa *et al.*, 1983; Le Boeuf *et al.*, 1983; Aurioles & Sinsel, 1988).

El análisis isotópico del pelo de LMC tiene ventajas por la facilidad de muestreo y nulo grado de descomposición con el paso del tiempo, permitiendo la preservación del registro isotópico indefinidamente al ser un tejido metabólicamente inerte (Bearhop *et al.*, 2004); además no requiere de procedimientos de limpieza exhaustivos, a excepción de la eliminación de suciedad y aceites naturales (Wassenaar, 2019).

Este tejido se ha usado en diversos estudios de pinnípedos (e. g., Aurioles-Gamboa *et al.*, 2006; Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2016; Amador-Capitanachi *et al.*, 2017 *et al.*) para obtener información acerca de sus nichos isotópicos (ver glosario), y ha servido como medio para conocer los efectos directos de las fluctuaciones del ambiente sobre los hábitos alimentarios en los organismos (e.g. Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2016), los cuales se verán reflejados en el éxito reproductivo y sobrevivencia de una especie (Soto *et al.*, 2006).

El pelo de crías en lactancia permite inferir hábitos alimentarios de las madres, pues al ser dependientes de leche materna, reflejan una señal isotópica superior simulando una relación presa-depredador; no obstante, la leche materna es rica en lípidos, lo que podría afectar (empobrecer) la razón isotópica de carbono en las primeras etapas de vida de algunas de especies de pinnípedos (Newsome *et al.*, 2006; Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2013).

Elorriaga-Verplancken *et al.* (2016) compararon datos isotópicos, peso corporal de crías y abundancia del LMC y del lobo fino de Guadalupe del ASB durante 2014 y

2015. Los autores mencionan que en 2015 ambas especies experimentaron una disminución del 50-60% en la abundancia, así como una baja en los pesos de las crías de LMC (~1.2 kg) en 2015 respecto a 2014. Adicionalmente, evidenciaron una baja en la razón isotópica de carbono, denotando viajes de alimentación más alejados de la costa en 2015 respecto a 2014. En la temporada reproductiva 2014 el LMC presentó un promedio \pm desviación estándar de $-16.2 \pm 0.4\text{‰}$ ($\delta^{13}\text{C}$) y $19.8 \pm 0.4\text{‰}$ ($\delta^{15}\text{N}$), en cambio, en 2015 fue de $-16.9 \pm 0.4\text{‰}$ ($\delta^{13}\text{C}$) y $20.2 \pm 0.4\text{‰}$ ($\delta^{15}\text{N}$) evidenciando diferencias significativas en ambas razones isotópicas. Aunado a esto, mostraron diferencias en las áreas de los nichos isotópicos, explicando una ampliación del 2015, con un área de 2.2‰^2 y de elipse de 0.6‰^2 respecto al año anterior (área = 1.8‰^2 , elipse = 0.5‰^2). Esto podría estar relacionado con una mayor cobertura durante sus viajes de alimentación (viajes más alejados de la costa), debido a la disponibilidad limitada de recursos relacionados con anomalías de TSM cálidas como La Mancha y El Niño 2015-2016 (Cavole *et al.*, 2016). En cuanto a la información taxonómica de la dieta se han documentado diferencias intraespecíficas en las capacidades de buceo y los hábitos alimenticios del LMC (Weise & Costa, 2007), relacionados con anomalías como El Niño o La Niña (Lowry & Carretta, 1999; Weise & Harvey, 2008), esto podría indicar alteración en su espectro alimentario en las anomalías oceanográficas antes mencionadas.

Asimismo, la conducta alimentaria del lobo fino de Isla Guadalupe mostró variaciones a lo largo de La Mancha y El Niño 2015-2016. Esto conduce a un mayor esfuerzo en la búsqueda de alimento en zonas más alejadas de la costa o en latitudes mayores, lo que resulta en valores más bajos de ambas razones isotópicas en años anómalos (Amador-Capitanachi *et al.*, 2020). Los desplazamientos hacia latitudes más norteñas se infirieron con la relación inversa entre la latitud y valores basales (materia orgánica particulada) para ambas razones isotópicas, desde zonas templadas hasta polares (Auriolles-Gamboa *et al.*, 2006). Adicionalmente, Amador-Capitanachi *et al.* (2020) reportaron cambios en el espectro trófico del lobo fino de Guadalupe durante periodos anómalos (2014-2016), incluyendo presas inusuales como el calamar volador (*Ommastrephes bartramii*). En este sentido, se infiere que la búsqueda de alimento ocasionó un mayor gasto energético de las hembras

adultas, afectando a las crías durante los años anómalamente cálidos, registrando crías con una menor masa corporal (Gálvez *et al.*, 2020) y una mayor mortalidad por inanición en consecuencia al abandono materno durante 2015, al compararlo con el 2013, 2014 y 2016 (Gálvez, 2015).

Se han utilizado tejidos de crías como indicadores de los hábitos alimentarios maternos en un gran número de trabajos (p. e. LMC: Porrás-Peters *et al.*, 2008, Elorriaga-Verplancken *et al.* 2016; Elefante marino del Norte: Aurióles *et al.* 2006; Lobo fino de Guadalupe: Amador-Capitanachi *et al.*, 2007; Lobo marino de Galápagos: Páez-Rosas & Aurióles-Gamboa, 2010). En el estudio de Sandoval-Sierra (2016) compararon dos colonias diferentes de LMC y menciona un enriquecimiento isotópico entre hembras adultas y crías, reportó una diferencia de +2.0‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y de +0.68‰ para $\delta^{13}\text{C}$ en el ASB y +1.5‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y de -0.34‰ para $\delta^{13}\text{C}$ en Los Islotes (Golfo de California). Al presentarse este efecto, de modo constante en crías, las diferencias encontradas entre ellas, suele atribuirse a variaciones alimentarias de sus madres (p. e., Aurióles-Gamboa *et al.*, 2006; Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2016; Amador-Capitanachi *et al.*, 2020). Estas inferencias son mayormente apoyadas cuando es posible añadir análisis complementarios, como la identificación de estructuras duras en excretas. Aunque esta aproximación refleja escalas de tiempo significativamente menores. En los análisis de isótopos estables, las evidencias generadas entre ambas técnicas amplían el conocimiento sobre la ecología trófica de depredadores tope, tal es el caso de los pinnípedos (p. e. Porrás-Peters *et al.*, 2008; Juárez-Ruiz *et al.*, 2018).

Las presas pueden subestimarse en la dieta a lo largo de la identificación de otolitos de peces y picos pequeños de cefalópodos (Pitcher, 1980; Olesiuk *et al.*, 1990; Harvey & Antonelis, 1994). Ya que los otolitos de peces son pequeños, cuadrados y delgados pueden ser completamente digeridos (Orr & Harvey, 2001), lo que provoca una erosión importante, lo que hace imposible identificarlos con precisión y, por lo tanto, están mal representados en la dieta (Hawes, 1983; Jobling & Breiby, 1986; Dellinger & Trillmich, 1988; Harvey, 1989). Por otro lado, los picos de cefalópodos son difíciles de digerir y pueden ser regurgitados o acumularse por

largos periodos en el estómago (Pitcher, 1980; Hawes, 1983; Bi & Fawcett, 1985). En el análisis de excretas, la dieta está basada en las presas ingeridas, pero no son necesariamente en todas las asimiladas (Hobson *et al.* 1994; Hobson *et al.* 1997).

Los pinnípedos que se alimentan en zona costera, su dieta consiste principalmente en peces, por otro lado, la dieta de los organismos que se alimentan más alejados de la costa está principalmente constituida por calamares (Fiscus, 1982). Las presas de mayor dominancia para el LMC en su mayoría son peces costeros y mesopelágicos. El LMC tiene un radio de alimentación de entre 10 a 100 km (promedio 50 km), mientras que en la búsqueda de alimento sus buceos pueden alcanzar profundidades máximas de hasta 274-345 m (Durán-Lizarraga, 1998; Costa *et al.*, 2001; Kuhn, 2003).

Debido al aumento de TSM en los últimos años en isla San Miguel, EE. UU. hubo un cambio de presas con un menor contenido de lípidos, hembras de esta colonia que se alimentaban de sardina y anchoveta cambiaron a calamares y peces roca, impactando negativamente el peso de las crías (McClatchie *et al.*, 2016).

Robinson *et al.* (2018), colectaron excretas de LMC en 2010 y 2012-2016 en isla Año Nuevo, EE. UU. y realizaron comparaciones con datos de la década de 1990. Observaron una alternancia en la dieta de esta especie entre las dos décadas, el cual fue resultado de variaciones ambientales. En la década de 1990 su dieta estuvo dominada por la sardina Monterey (*Sardinops sagax*) y la anchoveta del norte (*Engraulis mordax*), y para 2010, la dieta era más diversa, caracterizada por peces roca (*Sebastes* spp.), la merluza del Pacífico (*Merluccius productus*), así como el calamar opalescente (*Doryteuthis opalescens*).

JUSTIFICACIÓN

A pesar de que el LMC se cataloga bajo preocupación mínima (Auriolles-Gamboa & Hernández-Camacho, 2015), es necesario realizar estudios para conocer el estado de su población, especialmente en presencia de anomalías cálidas y recurrentes en el Pacífico Nororiental (Kintisch, 2015, Bond *et al.*, 2015).

El LMC es un recurso importante en el ASB, el cual forma parte de la Reserva de la Biósfera Islas de la Pacífico de la Península de Baja California. En esta zona se considera una especie bandera y en años recientes ha presentado una tendencia de declive poblacional posterior a 2014, posiblemente como efecto de la variabilidad ambiental en la región (Elorriaga-Verplancken *et al.* 2015, 2016).

Debido a esta variabilidad es de suma importancia realizar estudios de alimentación a lo largo de periodos ambientalmente variables (p. ej. en escalas interanuales), para determinar si el LMC, muestra un patrón similar a como el que se han evidenciado para otras colonias de la especie en el Golfo de California, las cuales en conjunto han declinado alrededor de un 65% entre 1991 y 2019 (Adame-Fernández *et al.*, 2020). Aspecto importante, porque sugiere un escenario en el que la especie pudiera estar declinando a lo largo de su distribución en México. Por lo tanto, este trabajo aportará información valiosa que ayudará a comprender el estado actual de la población del LMC en nuestro país y coadyuvar al desarrollo de futuras herramientas asociadas a su conservación.

HIPÓTESIS

La colonia del LMC en el ASB presenta variaciones tróficas interanuales relacionadas con anomalías cálidas de TSM en el Pacífico Nororiental, las cuales modifican la conducta alimentaria de los individuos, debido a cambios en la disponibilidad de recursos. Estas variaciones serán detectables mediante valores isotópicos que reflejan viajes de alimentación más alejados de la costa, así como por la presencia de presas más oceánicas, detectadas a través del análisis de excretas durante los años más cálidos. Estos cambios en la alimentación se reflejarán en una menor abundancia de individuos en tierra, medida mediante conteos, como resultado de una extensión de los viajes de alimentación.

OBJETIVO

General

Conocer los efectos de las anomalías cálidas sobre la abundancia y los hábitos alimentarios del LMC en el ASB, Baja California, México, durante el periodo 2013-2019.

Específicos

1. Determinar cambios interanuales en la abundancia de LMC.
2. Conocer la variación interanual de la dieta del LMC mediante el análisis de excretas.
3. Analizar los cambios interanuales en amplitud trófica y uso de hábitat a partir de señales de isótopos estables de N y C en el LMC.
4. Evaluar la relación entre los hallazgos alimentarios (información taxonómica e isotópica) y las anomalías cálidas durante el periodo de estudio.

ÁREA DE ESTUDIO

El ASB (28°19' N - 28°16' N y 115°36' O – 115°31' O) está localizado aproximadamente a 32 km al oeste de Isla Cedros y a 130 km de la Península de Baja California (Fig. 1). Este archipiélago forma un grupo numerosos islotes, rocas expuestas y tres islas mayores de origen volcánico: Isla San Benito Este (28°18'11" N, 115°32'34" O) presenta un área de 1.04 km²; Isla San Benito Centro (28°18'35" N, 115°34'3" O) es la isla más pequeña, con solo 0.53 km² y con menor complejidad topográfica; e Isla San Benito Oeste (28°18'14" N, 115°35'20" O) es la isla más grande con un área de 3.46 km² y es la única que está habitada por pescadores de la Sociedad Cooperativa "Pescadores Nacionales de Abulón" (PNA-Campo Benito) (Esperón-Rodríguez, 2008). Las islas se encuentran separadas por dos canales, el Canal de Peck y el Canal del Orguloso (Esperón-Rodríguez, 2008).

A finales de 2016, el Diario Oficial de la Federación publicó el decreto por el que se declara al ASB y a otras islas de la región, como "Reserva de la Biósfera Islas del Pacífico de la Península de Baja California". Todas las islas están rodeadas de aguas con profundidades de 13 a 55 m, con rocas expuestas y arrecifes al noreste, así como bosques de *Macrocystis pyrifera* (Esperón-Rodríguez, 2008). Este archipiélago es el único lugar en México donde habitan las cuatro especies de pinnípedos, el LMC (*Zalophus californianus*), la foca de puerto o común (*Phoca vitulina*), el elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*) y el lobo fino de Guadalupe (*Arctocephalus philippii townsendi* o *Arctocephalus townsendi*) (Angell, 2014; Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2015).

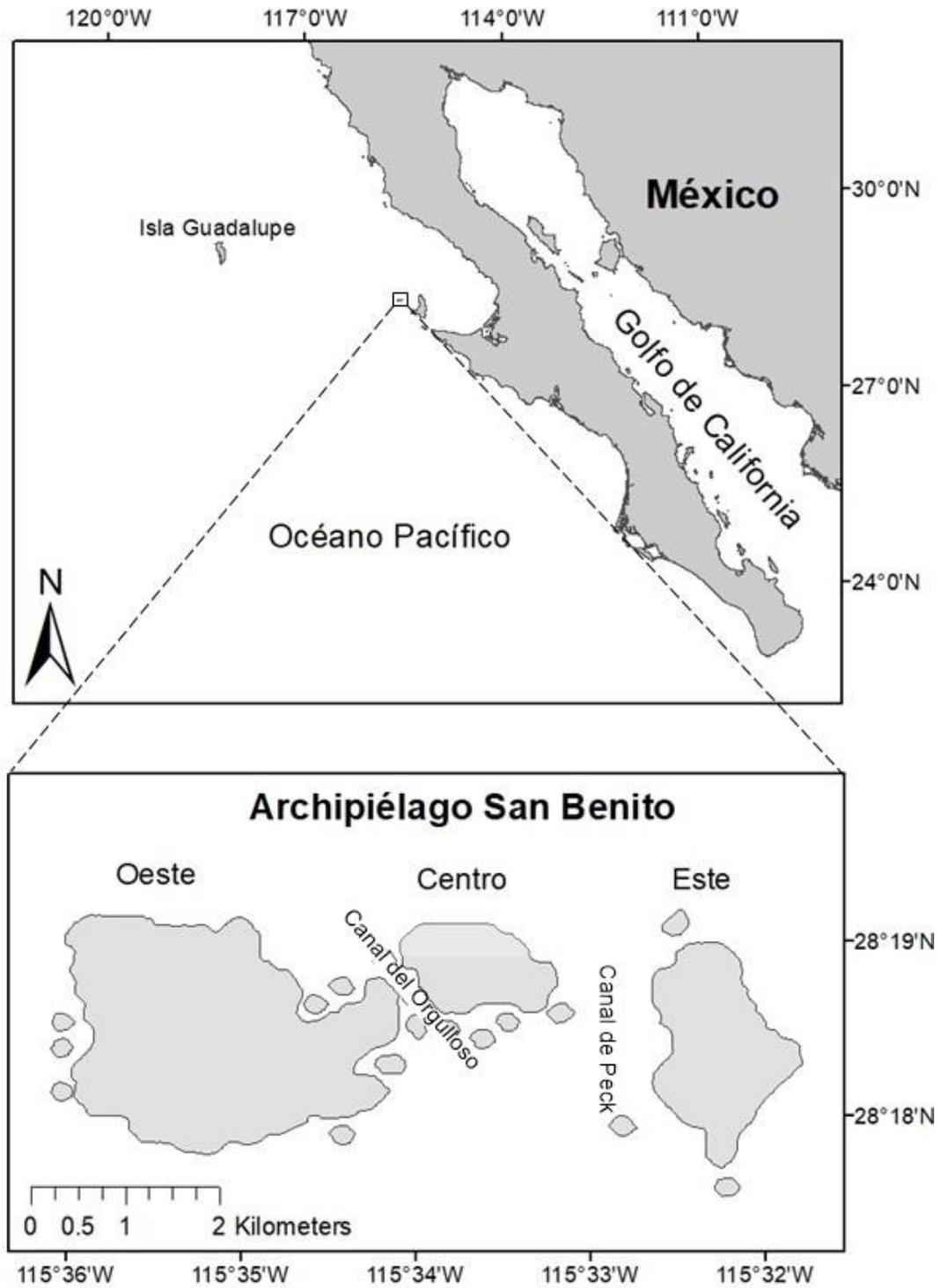


Figura 1. Área de estudio. ASB, presente en la región del Pacífico de la Península de Baja California, México.

MÉTODOS

Obtención de datos

Imágenes de satélite

Basándonos en el hecho de que 2015 fue declarado un evento de El Niño, examinamos la TSM, la cual constituye una de las principales variables responsables de los patrones de distribución de los pinnípedos.

Las imágenes de TSM (°C) de la zona adyacente del ASB (-120 O, 32 N, -112 O, 25 N). Las imágenes satelitales fueron descargadas de la plataforma de la NASA (<http://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/>), con una resolución espacial de 4 km. También se descargaron imágenes de TSM de la NOAA (-116.5 O, 29.3 N, -114.5 O, 27.3 N) disponible en internet (<https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/griddap/jplG1SST>) con una resolución espacial de 1x1 km. Las imágenes satelitales usadas en este trabajo son de un promedio de tres meses de TSM previos a la colecta del pelo de las crías (1 de mayo al 31 de julio) debido a que los valores isotópicos obtenidos del pelo de las crías nos dan información de una ventana temporal aproximadamente de tres meses (Newsome *et al.*, 2006). En el software ArcGIS se procesaron de las imágenes de anomalías de TSM.

Las anomalías de la TSM se hicieron tomando dos controles, el primero fue el 2013, porque de acuerdo el Índice de El Niño Oceánico (en inglés: Oceanic Niño Index) es el único año con condiciones oceanográficas "normales" (con anomalías menores a +/- 0.5°C) (NOAA, 2021). Se comparó la TSM de 2013 para calcular las anomalías con la TSM con los años restantes (2014-2019). El segundo control fue de una serie de tiempo de 17 años (2003-2021), con el objetivo de comparar una serie de tiempo más larga con los años de muestreo, este control se comparó con cada una de las imágenes de TSM de 2013-2019.

Abundancia

El trabajo de campo se realizó en el ASB durante la temporada reproductiva (junio-agosto) de la especie. El esfuerzo fue llevado a cabo de 2013 a 2019, con excepción de 2016. El conteo se realizó de dos maneras para así tener una mejor estimación de abundancia, con base en técnicas para censar pinnípedos, utilizadas y validadas en otros estudios como el de Auriolles-Gamboa *et al.* (2010) y Elorriaga-Verplancken *et al.* (2015, 2016):

1) Panga: Se realizaron censos desde una panga a lo largo de una porción de la Isla Oeste y del total de la Isla Este. Se contaron a los individuos tanto en tierra como en mar, usando binoculares cuando era necesario. Los datos de abundancia se registraron en una bitácora.

2) Tierra: Se realizaron caminatas por una porción de la Isla Oeste y el total de la Isla Central. Los observadores se aproximaban a las playas lentamente para no causar estampidas o algún otro tipo de disturbio. Se contaban a los individuos tanto en la tierra como en el mar (a 30-40 m), usando binoculares si era necesario. Los datos se registraban en la bitácora.

Los conteos de lobos marinos por tierra y mar fueron complementarios y siempre se llevaron a cabo de la misma manera (tierra o por panga) dentro de cada periodo, de modo que no se presentaran variaciones en la forma de realizar muestreos y que se pudieran llevar a cabo comparaciones.

Los LMC censados se clasificaron en seis categorías, abarcando sexo y edad: Macho Adulto (M), Macho Subadulto (SA), Hembra Adulta (H), Juvenil (J), Cría (C), y Misceláneo (M) (Fig. 2). Este último término se utilizó cuando el individuo se encontraba en el agua o detrás de una piedra y solo era posible observar una parte de su cuerpo, por lo que era imposible determinar una categoría precisa (Le Boeuf *et al.*, 1983; Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2015).



Figura 2. Clasificación de sexo y edad de LMC (*Zalophus californianus*). Macho Adulto (M), Macho Subadulto (SA), Hembra Adulta (H), Juvenil (J) y Cría (C).

Colecta de muestras

Se colectó pelo en aproximadamente 30 crías de LMC por año. Para esta actividad se capturaron a las crías aleatoriamente con ayuda de redes o a mano. Cada muestra se cortó de un área de aproximadamente 5 x 5 cm de la zona dorsal de las crías utilizando tijeras limpias en cada ocasión y las muestras se guardaron en sobres de papel manila etiquetados con ubicación (isla), fecha y sexo de la cría.

También se llevó a cabo una colecta de excretas en las Islas Oeste y Centro del archipiélago, no se colectaron excretas en la Isla Este debido a la topografía de la zona. Cabe destacar que en 2013 no se colectaron excretas. Se empezaron a colectar a partir de 2014. Se colectó el mayor número posible de excretas por año, siempre y cuando estuvieran frescas. Estas se guardaron en bolsas de plástico individualmente, etiquetados con ubicación (isla) y fecha.

La colecta se realizó principalmente en las zonas de reproducción, puesto que estas áreas están habitadas en su mayoría hembras adultas, crías y machos reproductores, lo que aumenta la probabilidad de que las excretas colectadas

correspondan a hembras adultas, que constituyen la mayor parte de la colonia (Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2015). Pese a que también las crías son una clase de edad abundante, sus excretas tienen características peculiares (p. ej. consistencia y color) que las hace fácilmente visibles (Amador-Capitanachi *et al.*, 2020), en tanto los machos adultos son muy pocos (4 - 5%) y prácticamente ayunan durante este periodo (temporada reproductiva).

Procesamiento de muestras

Las muestras de pelo de las crías se lavaron tres veces con una solución cloroformo/metanol 1:1 para retirar suciedad. Con tijeras se realizaron cortes finos en cada muestra. Posteriormente, se homogeneizaron para evitar sesgos por comparar segmentos de pelo con diferente temporalidad (p. ej. punta del pelo de una muestra contra porción cercana al folículo de otra). Este proceso se realizó con un mortero ágata hasta obtener un polvo fino. Con una microbalanza analítica con una precisión de 0,0001 mg, se pesó 1 mg de muestra y se almacenaron todas las muestras en cápsulas de estaño de 8 x 5 mm para su análisis en un espectrómetro de masas de relación isotópica.

Para el caso de las excretas, se procesaron las muestras en el Laboratorio de Peces del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN). Dichas se colocaron en recipientes de plástico con detergente foca y agua durante 12 a 48 h (dependiendo de la dureza de las muestras), con el fin de ablandarlas, facilitar el tamizado y disminuir el mal olor (Fig. 3). Se diluyeron con agua a presión a través de tamices con diferente luz de malla (0.5 a 1 mm), hasta desintegrarlas por completo, para separar partes duras identificables como otolitos de peces y picos de cefalópodos.



Figura 3. Almacenamiento de excretas de LMC.

En el tamizado, se usó agua y un pincel para disolver completamente las excretas. Después de obtener los picos de cefalópodos y los otolitos de peces fueron separados en viales, los cuales tenían una clave de identificación individual que incluía el año de colecta y número de muestra. Para la identificación de otolitos se utilizó un microscópio estereoscópio y se procedió a identificar con base en literatura especializada (Morrow, 1979; Wolf, 1984; Lowry, 2011; Young & Vercchione, 2013).

Análisis de datos

Abundancia

Se realizaron factores de corrección para calcular el número de crías y hembras adultas. Le Boeuf *et al.* (1983) encontraron que el número de crías contadas en tierra era dos veces mayor que los conteos realizados desde la embarcación, por lo cual aumentamos nuestros conteos de crías en un 100%, solo para el conteo desde panga de la Isla Este. También, se corrigió el número de hembras adultas debido a que algunas se encontraban alimentándose en el mar durante los conteos. Bonnell & Ford (1987) sugirieron una corrección del 23% para las primeras semanas de la época de cría, estas cifras fueron estimadas en California (EE. UU.). Por lo cual,

aumentamos nuestros conteos de hembras adultas en un 23% para los conteos de las tres islas del archipiélago.

Isótopos estables

Según la ecuación propuesta por DeNiro & Epstein (1981), la proporción de isótopos estables de los elementos se expresa en notación delta (δ), que se relaciona con el estándar:

$$\delta^{15}\text{N} \text{ o } \delta^{13}\text{C} = 1000[(R_{\text{muestra}}/R_{\text{estándar}}) - 1]$$

Donde:

$\delta^{13}\text{C}$ o $\delta^{15}\text{N}$ = se refiere a la diferencia expresada en partes por mil (‰) entre el contenido de ^{15}N y ^{13}C de la muestra y del estándar.

Se utilizaron valores de estándares internacionales reconocidos de estos elementos, los cuales son de 0.011‰ de la Belemnita de la formación PeeDee (PDB) para el carbono y 0.004‰ del aire atmosférico (N_2) para el nitrógeno.

El nicho isotópico se estimó por medio de la técnica Bayesiana de Elipses en R (SIBER) (Jackson *et al.*, 2011) en el lenguaje estadístico R (R Development Core Team, 2008). Esta aproximación construye polígonos (Convex-Hull) las cuales se basan en la totalidad de los datos tanto de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$. Este análisis también proporciona áreas de elipse estándar corregidas (SEAc) para muestras pequeñas y refleja las áreas de mayor confiabilidad dentro de cada año. El área de la elipse se calculó mediante inferencia bayesiana, basada en la distribución de los datos del intervalo de confianza del 95% y utiliza simulaciones de Montecarlo para construir los parámetros a partir de los cuales se crean las elipses. Estas elipses bivariadas y los Convex Hull se utilizan para delinear el espacio de nicho isotópico de las especies anualmente.

Para saber si existían diferencias significativas interanuales dentro de la especie, se realizó una prueba estadística (Shapiro Wilk) para determinar el tipo de distribución de los datos. Posterior a esto se aplicaron pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis.

Análisis de excretas

Tamaño de muestra

Se utilizó la curva de diversidad acumulada para determinar el tamaño de muestra óptimo o representativo para describir la dieta del LMC, utilizando el software EstimateS Swin820 (Colwell, 2009). Se graficó la diversidad promedio según el índice de Shannon-Wiener y su desviación estándar:

$$H' = - \sum_{i=1}^K p_i \log p_i$$

Donde:

H' = La diversidad definida por Shanon-Wiener

P_i = La proporción de la presa i sobre el total de las presas en cada excreta

El coeficiente de variación (CV) se calculó para tener una estimación cuantitativa del número de excretas representativas y adecuadas de la dieta. El CV tiene que ser menor o igual a 5% (0.05), para que el número de excretas analizadas se considere representativo de la dieta (Juárez *et al.*, 2018).

Este análisis es basado en el supuesto de que, si aumenta el tamaño de la muestra, la variación se hace menor y cuando se alcanza la asíntota de la curva, la probabilidad de obtener nuevas especies en la dieta es baja.

Índice de importancia de presas de LMC

Para calcular el índice de importancia de presas (García-Rodríguez & De la Cruz-Agüero, 2011) se usó la siguiente fórmula:

$$IIMP_i = \frac{1}{U} \sum_{j=1}^u \frac{x_{ij}}{X_j}$$

Donde:

X_{ij} = es el número de observaciones de una especie i en una excreta j .

X_j = es el total de estructuras identificables en la excreta j .

u = es el número total de excretas en donde el taxón i fue encontrado.

U = es el número de excretas totales obtenidas.

Este índice es uno de los más utilizados en excretas, lo que facilita la comparación con otros trabajos (Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2013).

Amplitud del espectro trófico

El espectro trófico puede ser reducido o amplio en algunas especies, por lo que, al calcular su amplitud, tenemos una perspectiva del uso de las fuentes de alimento disponibles y saber si es un depredador especialista o generalista. Se utilizó el índice estandarizado de Levins (Krebs, 1999) para calcular la amplitud trófica, según la fórmula:

$$B_i = \frac{1}{n} - 1 \left\{ \left[\frac{1}{\sum P_{ij}^2} \right] - 1 \right\}$$

Donde:

B_i = Amplitud trófica

P_{ij} = Proporción de la presa j en la dieta del depredador i

n = Número de presas en la dieta

Este índice ayuda a determinar si los organismos presentan una especialización sobre las presas disponibles. Los valores de B_i varían de cero a uno; cuando el valor es más cercano a 0 el depredador es considerado especialista y cuando es más cercano a 1 es considerado generalista.

La estrategia alimenticia se estudió a nivel poblacional e individual, utilizando un método gráfico de evaluación las gráficas de Costello, modificada por Amundsen *et al.* (1996) (Fig. 4 y 5). El gráfico representa la frecuencia de cada componente de la dieta, frente a su abundancia específica de la presa. La importancia de cada presa,

la estrategia de alimentación y la contribución fenotípica a la amplitud del nicho trófico se puede explicar a lo largo de las diagonales generadas en el gráfico. Con la siguiente formula:

$$P_i = \frac{\sum S_i}{\sum S_{ti}} * 100$$

Donde:

P_i = Abundancia específica de la presa i en la dieta del depredador

S_i = Número total de ítems de la presa i en la excreta i

S_{ti} = Número total de excretas en que estuvo presente la presa i

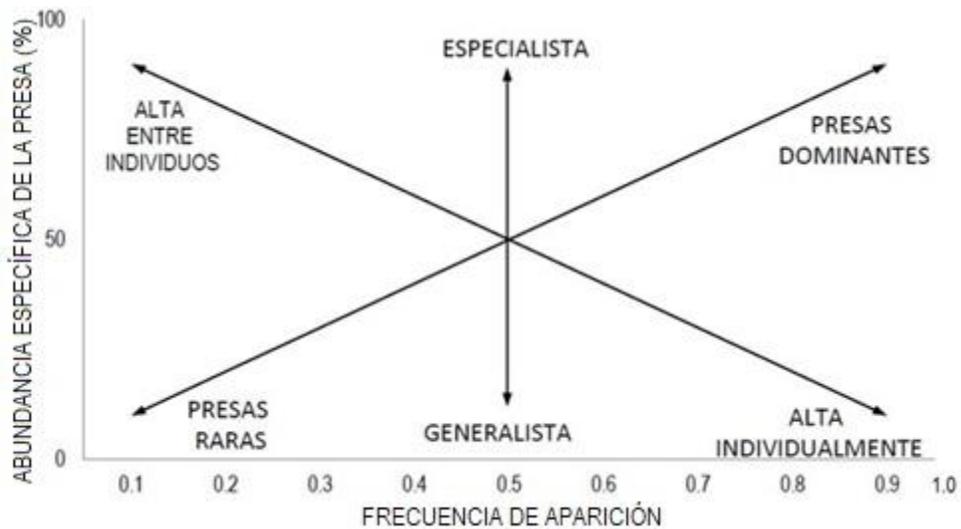


Figura 4. Gráfico propuesto por Amundsen *et al.* (1996) coteja la abundancia de las presas versus la frecuencia de aparición de las mismas.

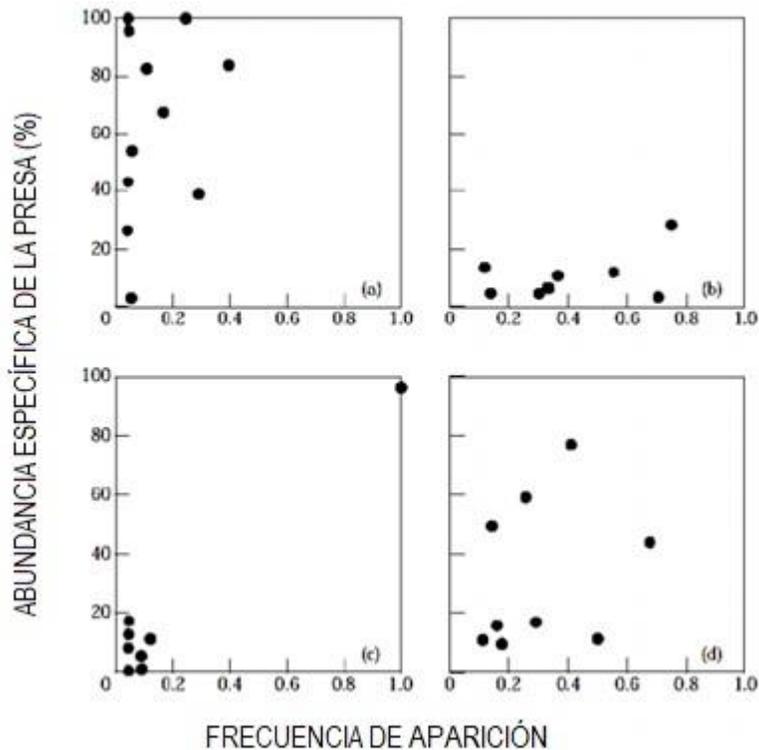


Figura 5. Tipos de estrategias alimenticias propuestas por Amundsen *et al.* (1996), con base en las abundancias específica y frecuencia de aparición de cada presa en la dieta del depredador. a) Especialización en distintos tipos de presas; b) Alimentación generalizada dentro de la variación individual en la amplitud de dieta; c) Dieta especializada en un solo tipo de presa, aunque consumen ocasionalmente otras presas; d) Dieta mixta, algunos organismos tienen una dieta especializada, mientras otros una estrategia de alimentación generalizada.

Nivel trófico

Para determinar el nivel trófico del LMC en la cadena alimentaria, se calculó el nivel trófico en función de las presas encontradas en las excretas. Los niveles tróficos de las presas se consultaron en FishBase (Froese & Pauly, 2015) y para aquellas especies que no se encontraran en dicho portal se complementó con literatura especializada (Mearns *et al.*, 1981). Según la ecuación de Christensen & Pauly (1992):

$$NT = 1 + \left[\left(\sum_{j=1}^n CD_{ij} \right) * NT_j \right]$$

Donde:

NT= Nivel trófico del depredador

CD_{ij} = Proporción de la presa j en la dieta del depredador i

NT_j= Nivel trófico de la presa j

n= Número de grupos en el sistema

Para esta ecuación, productores primarios y el detritus se consideran como el primer nivel de la cadena alimentaria. Los consumidores secundarios y terciarios se establecen como la suma del producto de la proporción y nivel trófico de las presas en la dieta del depredador.

Análisis Multivariados

La preparación de los datos para los análisis multivariados se realizó de acuerdo con White *et al.* (2004) y Marshall *et al.* (2008). Es decir, la abundancia numérica de las diferentes presas se compactó en grupos de cinco excretas, debido a que la matriz de abundancia contenía un gran número de ceros. De no ser corregidos de esta manera, daría lugar a inestabilidades en el cálculo de la similitud a nivel individual, y podría reducir la eficacia de los análisis multivariados.

Una vez estandarizados los datos de abundancia numérica de las diferentes presas, se aplicaron los siguientes análisis multivariados: 1) análisis de escalonamiento multidimensional no métrico (NMDS), para obtener gráficamente algún patrón de similitud de las dietas, entre años, 2) análisis de varianza multivariado por permutaciones (PERMANOVA) (Anderson, 2001) para determinar si existen diferencias significativas en la composición de la dieta interanual y 3) el análisis de porcentajes de similitud (SIMPER), con la finalidad de identificar las presas que contribuyen a la similitud interanual en la dieta del LMC.

Para determinar las posibles tendencias predominantes en la base de datos e identificar la ordenación espacial de los años en relación con las presas de lobos marinos, se utilizó la ordenación de escalamiento multidimensional no-métrico (NMDS) con la disimilitud de Bray-Curtis. Se calcularon soluciones para tres

dimensiones a partir de 250 inicios aleatorios de datos con hasta 1000 iteraciones para evaluar la estabilidad.

Después se aplicó un PERMANOVA (por sus siglas en inglés; Anderson, 2017) en un diseño de una vía para probar las diferencias de las dietas entre los años. Se implementó la disimilitud de Bray-Curtis en el conjunto de datos debido a la presencia de unas pocas presas dominantes y la frecuencia de ceros (McCune *et al.*, 2002). Es importante mencionar que antes del PERMANOVA y debido a que la base de datos tiene un diseño no balanceado, un número diferente de muestras en cada año, se ejecutó un método para probar la homogeneidad de la variación multivariada (PERMDISP con 1000 permutaciones), ya que la heterogeneidad puede influir de manera importante en los resultados del PERMANOVA (Anderson, 2017). El resultado del PERMDISP no mostró diferencias significativas en la homogeneidad de la varianza en los años ($F = 1.26$, $p = 0.29$).

El PERMANOVA, PERMDISP y NMDS fueron calculados utilizando el paquete vegan (v. 2.5-7, Oksanen *et al.*, 2020), en el lenguaje de programación R (R Core Team, 2021).

RESULTADOS

Al comparar las anomalías de TSM en la región del Pacífico de la Península de Baja California y de la zona adyacente al ASB con relación a los dos controles que se utilizaron, podemos observar que las anomalías con el control de 2003-2021 fueron alrededor de $+0.2\text{ }^{\circ}\text{C}$ más positivas respecto al control de 2013 (Fig. 6).

Podemos observar que a partir de 2014 la TSM aumentó en promedio $+0.6\text{ }^{\circ}\text{C}$ pero durante el 2015 es donde se observó la anomalía de TSM más positiva con un incremento de $+2\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Fig 6) y esto se puede corroborar con imágenes de satélite donde para este año se observa la mayor cobertura de anomalía positiva al compararla con el resto de los años (Fig. 9 y 10). Para 2016 y 2017 la anomalía se mantuvo constante con un incremento de $+0.2\text{ }^{\circ}\text{C}$ para ambos años y el único año donde se presentó una anomalía negativa fue en 2018 con $-0.7\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Fig, 6) y esto es visible al comparar las imágenes satelitales donde se observa una mayor cobertura de anomalía negativa para este último que el resto de los años (Fig. 9 y 10).

La mayor cobertura de anomalía positiva en la región del Pacífico de la Península de Baja California fue observada durante el 2016 (control 2013) (Fig. 7). Por otro lado, en relación con el control del periodo 2003-2020, fueron más positivas durante los mismos años (2015, 2016 y 2019) (Fig. 8).

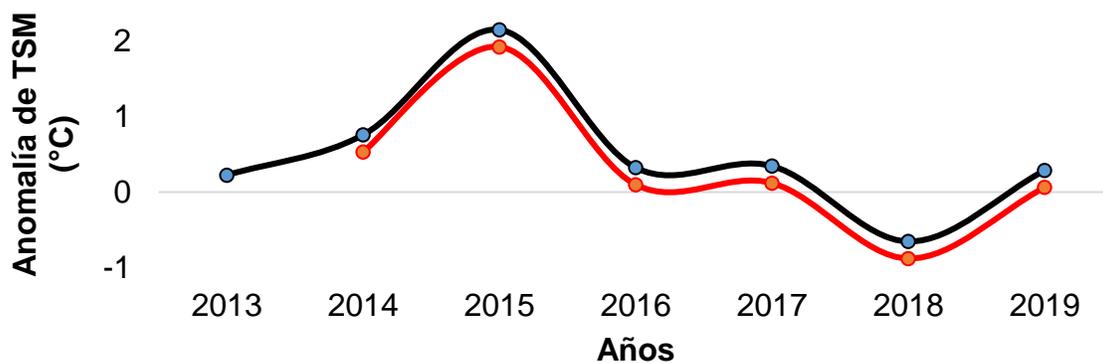


Figura 6. Anomalías de temperatura superficial del mar para cada año de muestreo. La línea roja son las anomalías respecto al control de 2013. La línea negra son anomalías respecto al control de 2003 a 2021.

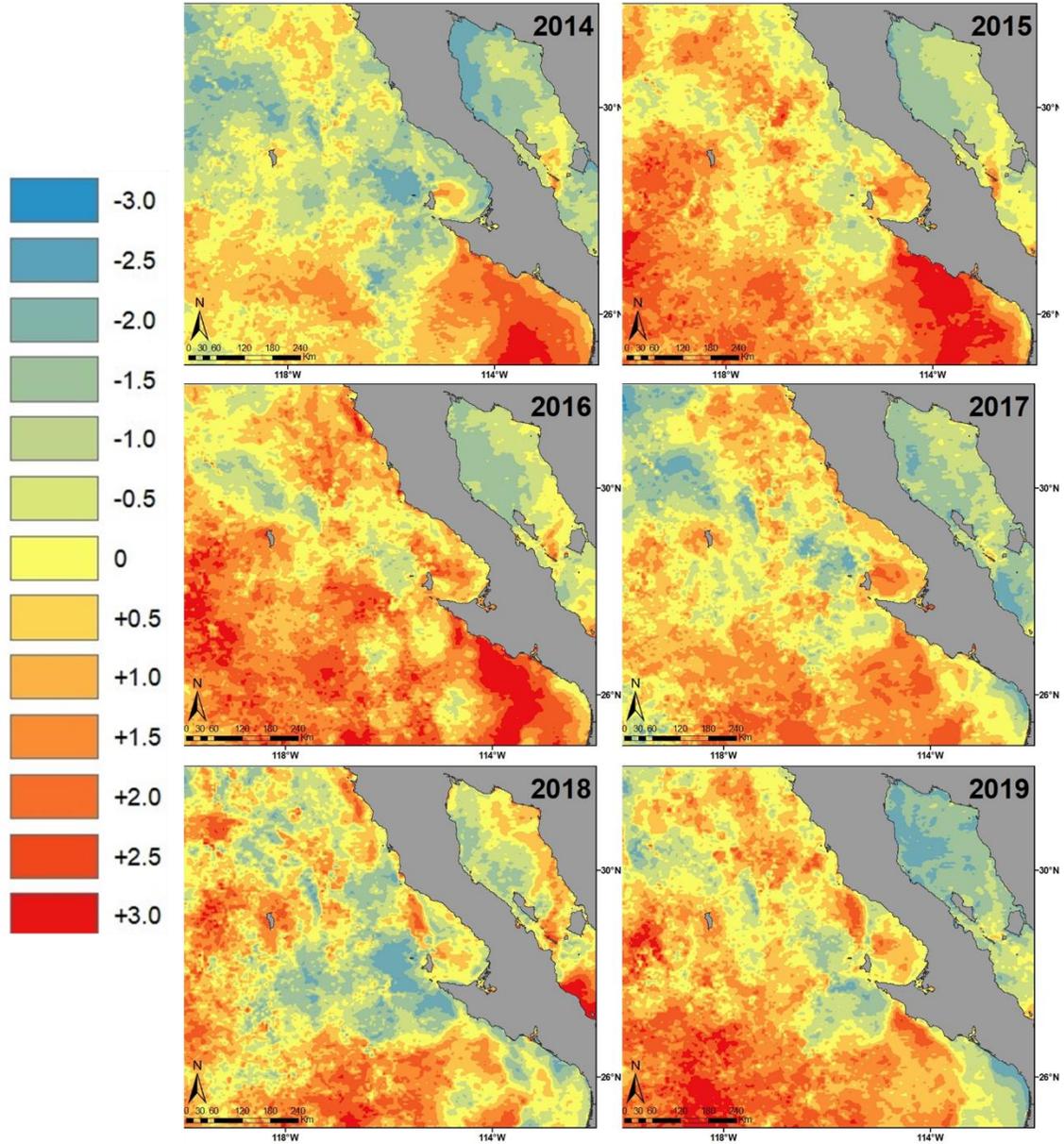


Figura 7. Anomalías de temperatura superficial del mar de la región del Pacífico de la Península de Baja California, con un promedio del 1 de mayo al 31 de julio a lo largo de las temporadas reproductivas de 2013 a 2019. Control 2013

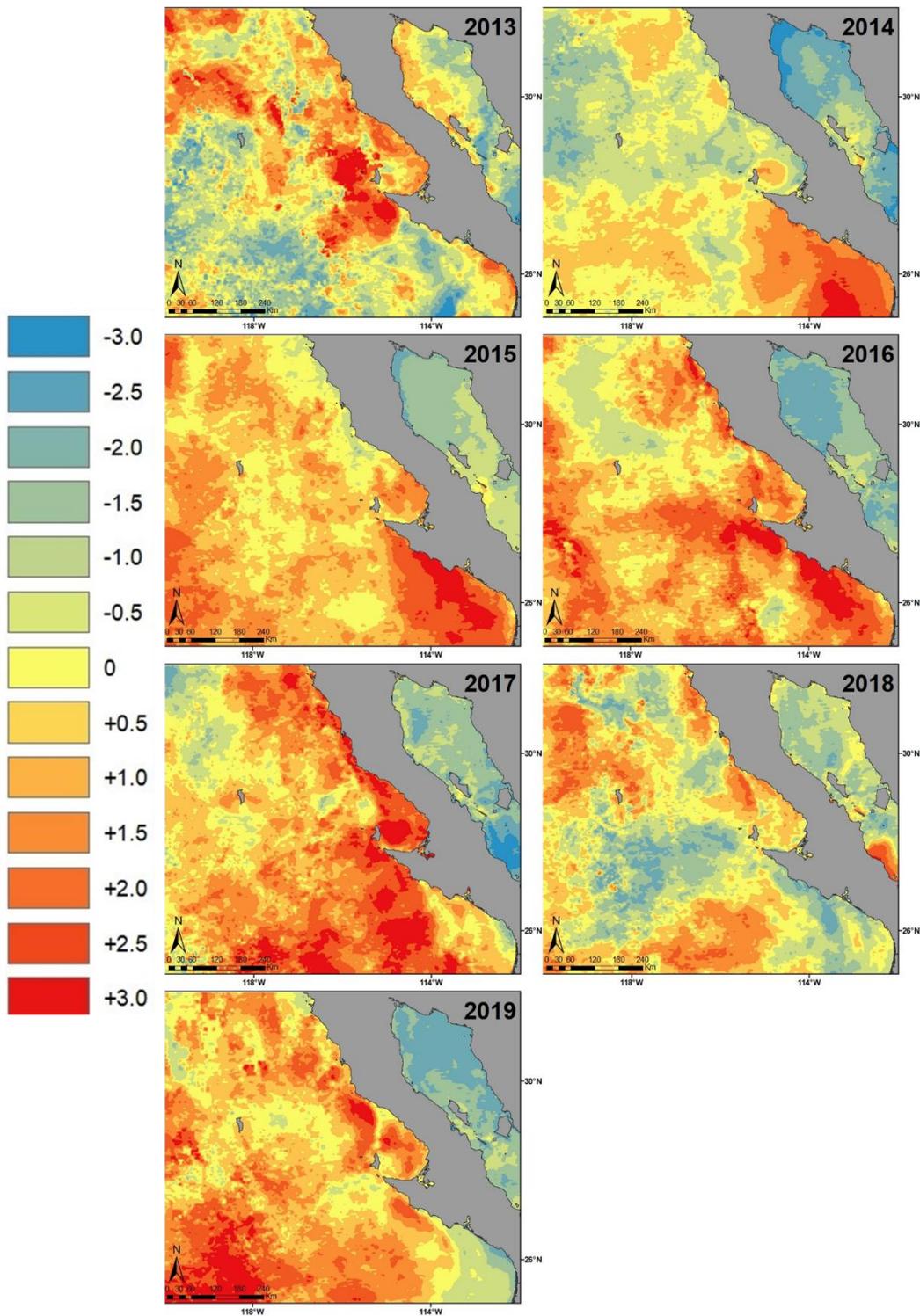


Figura 8. Anomalías de temperatura superficial del mar de la región del Pacífico de la Península de Baja California, con un promedio del 1 de mayo al 31 de julio a lo largo de las temporadas reproductivas de 2013 a 2019. Control 2003-2021.

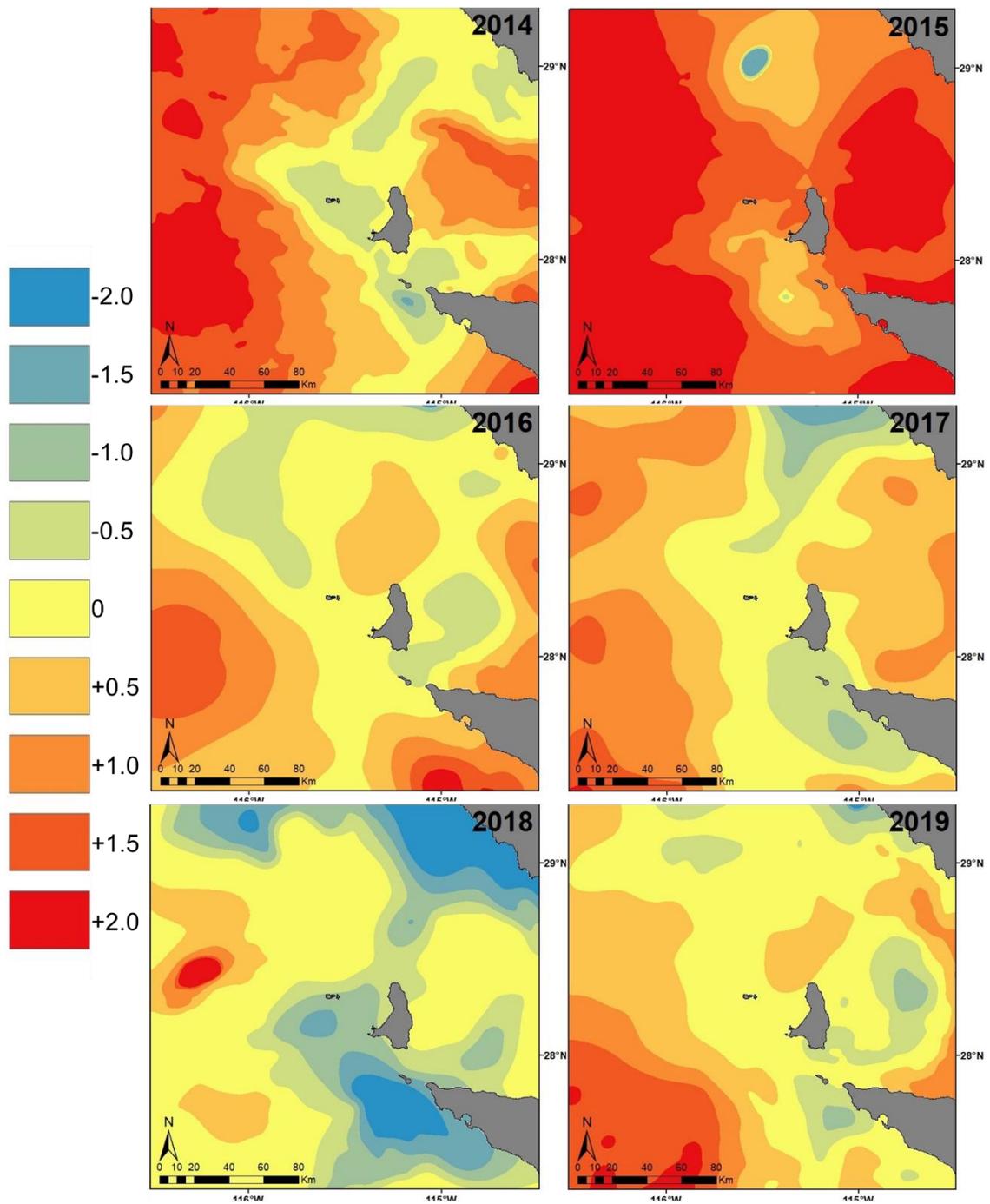


Figura 9. Anomalías de temperatura superficial del mar adyacente al ASB, con un promedio del 1 de mayo al 31 de julio a lo largo de las temporadas reproductivas de 2013 a 2019. Control 2013.

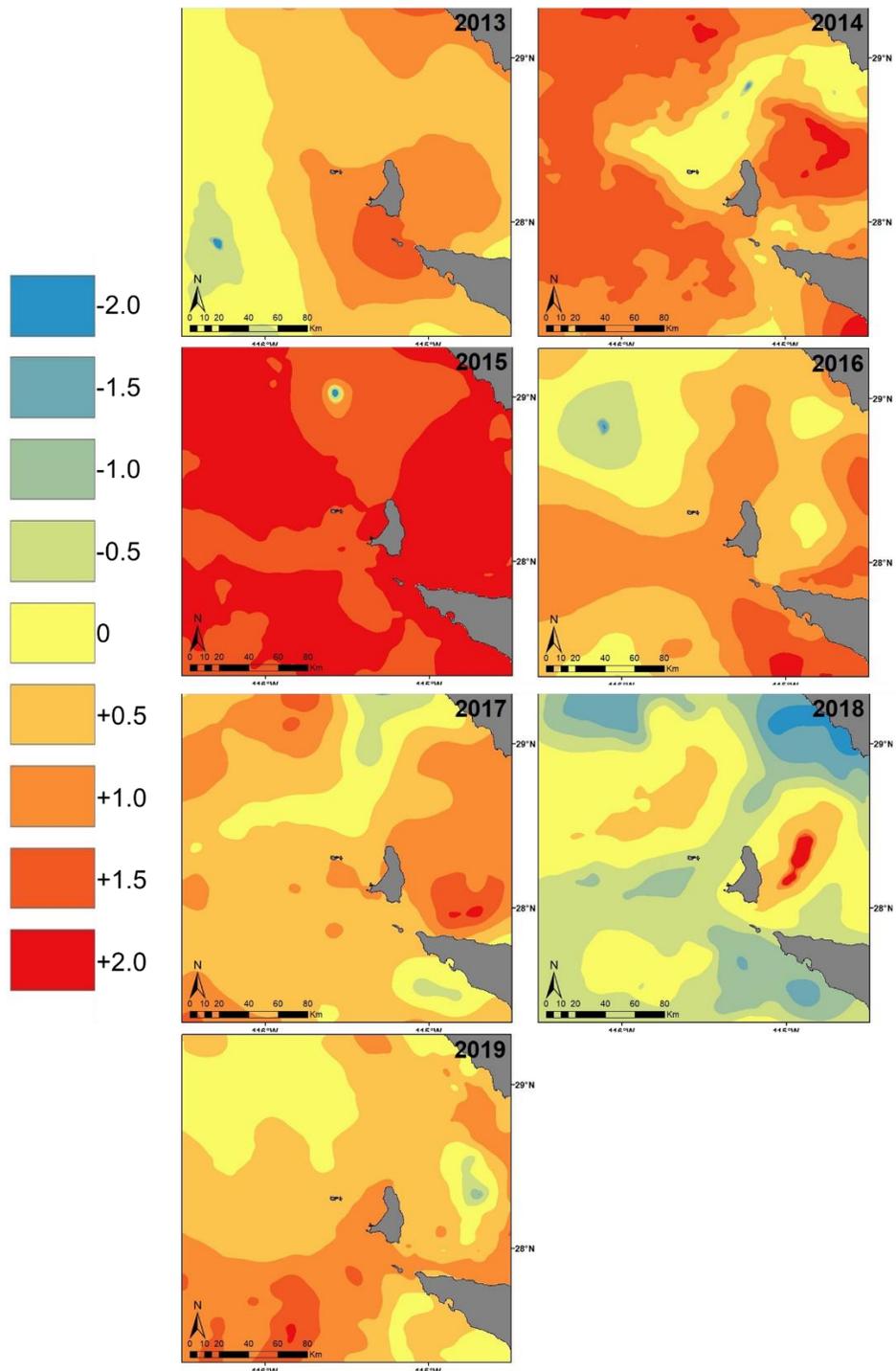


Figura 10. Anomalías de temperatura superficial del mar adyacente al ASB, con un promedio del 1 de mayo al 31 de julio a lo largo de las temporadas reproductivas de 2013 a 2019. Control 2003-2021.

Abundancia interanual

Durante la temporada reproductiva 2013 se observó el mayor número de animales, con un total de 10,657 individuos, de los cuales 4,342 fueron hembras, 4,930 crías, 540 machos adultos, 195 machos subadultos, 298 juveniles y 352 misceláneos. Para la siguiente temporada reproductiva (2014), se observó un decremento del 22.5% (-2,408 individuos) de la colonia respecto al año anterior, con un total de 3,519 hembras adultas, 3,357 crías, 411 machos adultos, 339 machos subadultos, 320 juveniles y 303 misceláneos. Durante la temporada reproductiva 2015 se registraron las abundancias más bajas con un descenso del 50.8% respecto a 2014; se observó un total de 4,052 individuos, de los cuales 1,551 fueron hembras adultas, 1,448 crías, 197 machos adultos, 268 machos subadultos, 476 juveniles y 112 misceláneos. Para los años posteriores la abundancia aumentó y se mantuvo relativamente estable. Para la temporada reproductiva de 2017 se observaron 5,367 lobos, siendo 1,899 hembras adultas, una producción de crías de 2,692. Para 2018 registró un total de 5,393 individuos, de los cuales 1,994 fueron hembras adultas y 2,583 crías y finalmente para el 2019 se contabilizaron 5,244 organismos, con un total de 1,929 hembras adultas y 2,455 crías (Fig. 11 y 12).

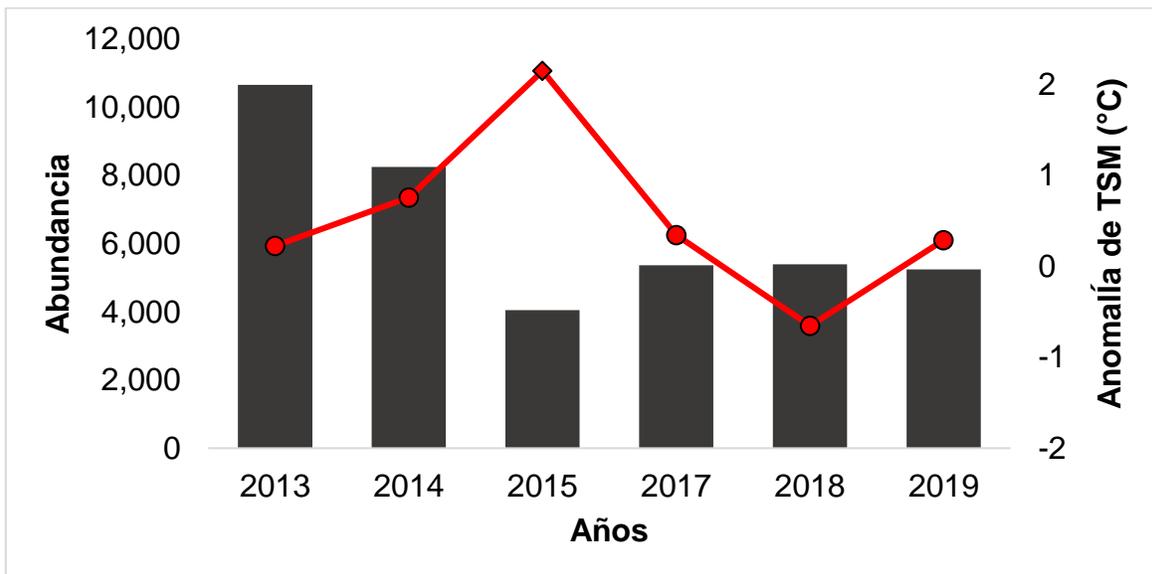


Figura 11. Abundancia del LMC (*Zalophus californianus*) del ASB a lo largo de 2013-2019, con excepción del 2016. La línea roja indica la anomalía de temperatura superficial del mar promedio para cada año de muestreo.

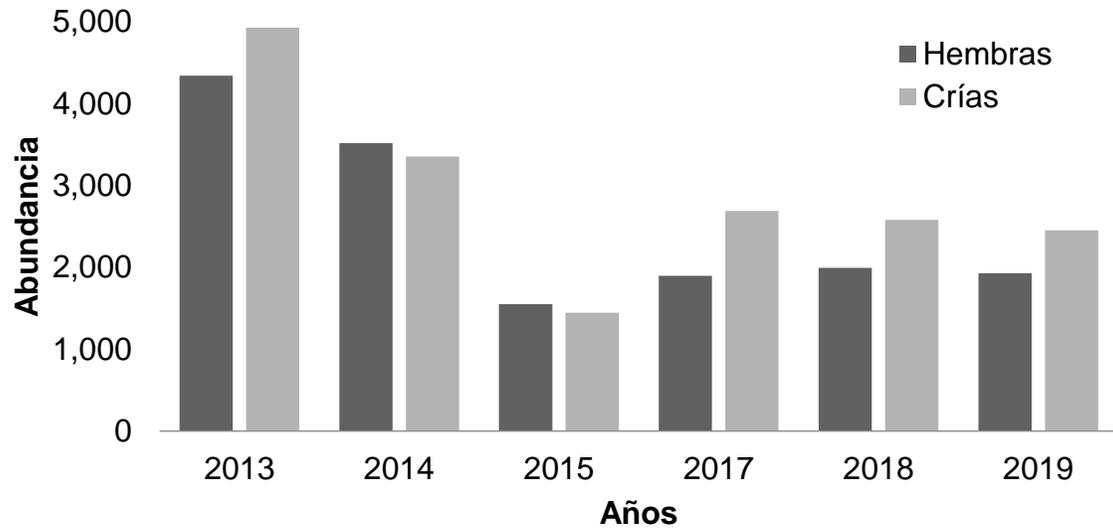


Figura 12. Abundancia de hembras adultas y crías de LMC (*Zalophus californianus*) del ASB a lo largo las temporadas reproductivas de 2013-2019, con excepción del 2016.

Isótopos estables de nitrógeno y carbono

Los valores promedio de ambas razones isotópicas mostraron los valores más altos en el 2013. Posterior a este año hay una tendencia hacia valores más bajos, tanto para el $\delta^{13}\text{C}$ como para el $\delta^{15}\text{N}$. Para el caso del $\delta^{13}\text{C}$, el año con el promedio más bajo fue 2017 (-17.20‰); si comparamos el promedio de 2013 (-16.18‰) de la razón de carbono hay una diferencia de 1 ‰ (Fig. 13). En el caso de los valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$, el 2019 obtuvo los valores más bajos en comparación con los otros años (Fig. 13). También se encontró que 2019 presentó la mayor desviación estándar de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, en comparación con los otros años.

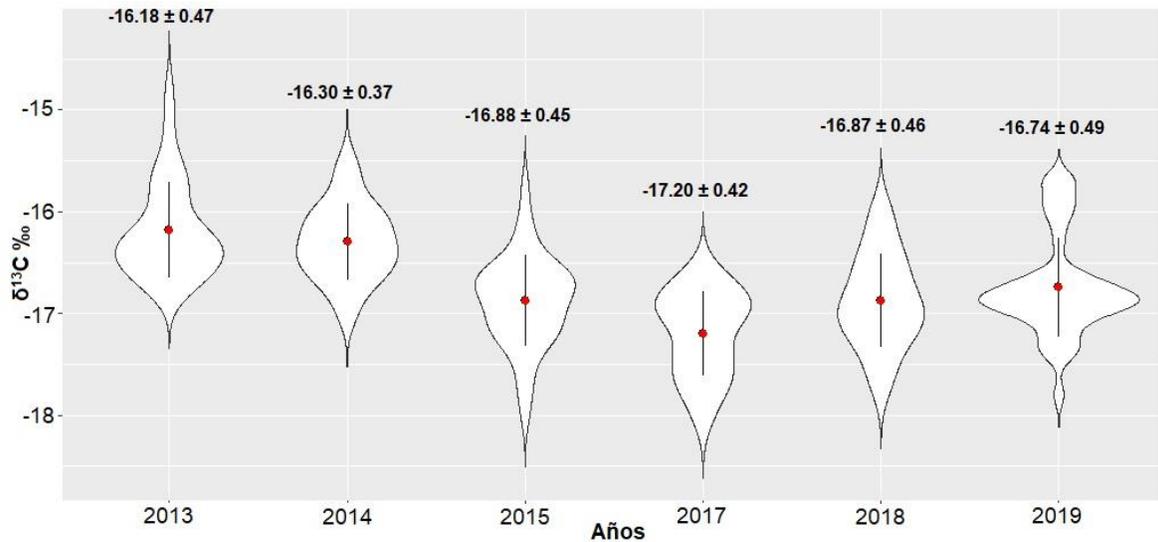


Figura 13. Diagrama de violín con la distribución y densidad de los datos de $\delta^{13}\text{C}$ por año obtenidos a partir de muestras de pelo de crías de LMC (*Zalophus californianus*) del ASB. El punto rojo es el promedio y la línea negra vertical es la desviación estándar.

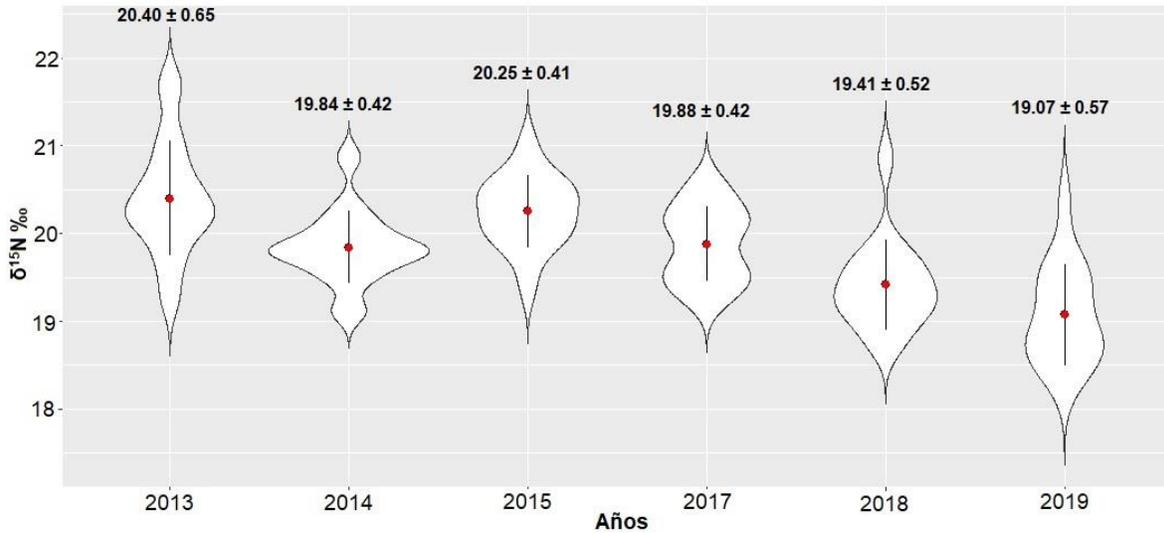


Figura 14. Diagrama de violín con la distribución y densidad de los datos de $\delta^{15}\text{N}$ por año obtenidos a partir de muestras de pelo de crías de LMC (*Zalophus californianus*) del ASB. El punto rojo es el promedio y la línea negra vertical es la desviación estándar.

Se construyeron los polígonos de Convex-Hull de cada año, así como sus respectivas elipses bi-variadas. Los nichos isotópicos anuales mostraron que para ambas razones isotópicas el año con valores más altos fue el 2013. Posterior a este año, tanto el $\delta^{13}\text{C}$ como el $\delta^{15}\text{N}$ declinaron en sus valores. A partir del 2015 las elipses tienden a valores más negativos para el $\delta^{13}\text{C}$. En 2013 se observó la mayor amplitud, con un área de 3.25‰^2 , seguido por 2019 con 3.23‰^2 de área total (Fig. 15 y 16).

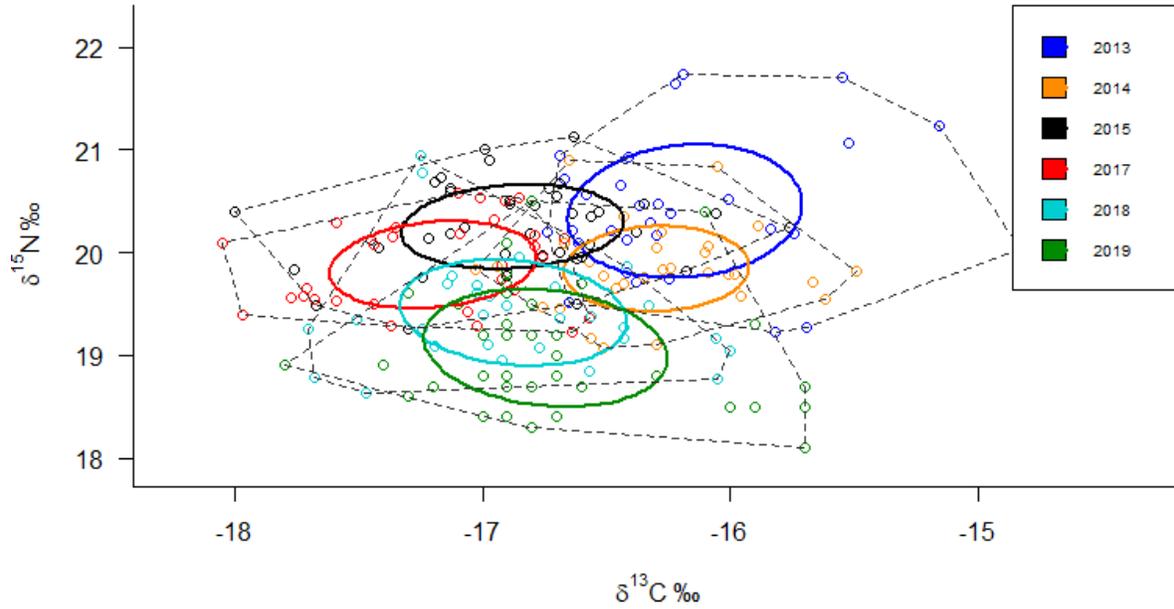


Figura 15. Envoltura convexa y elipse estándar corregida de valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de crías de LMC (*Zalophus californianus*) del ASB (2013 a 2019)

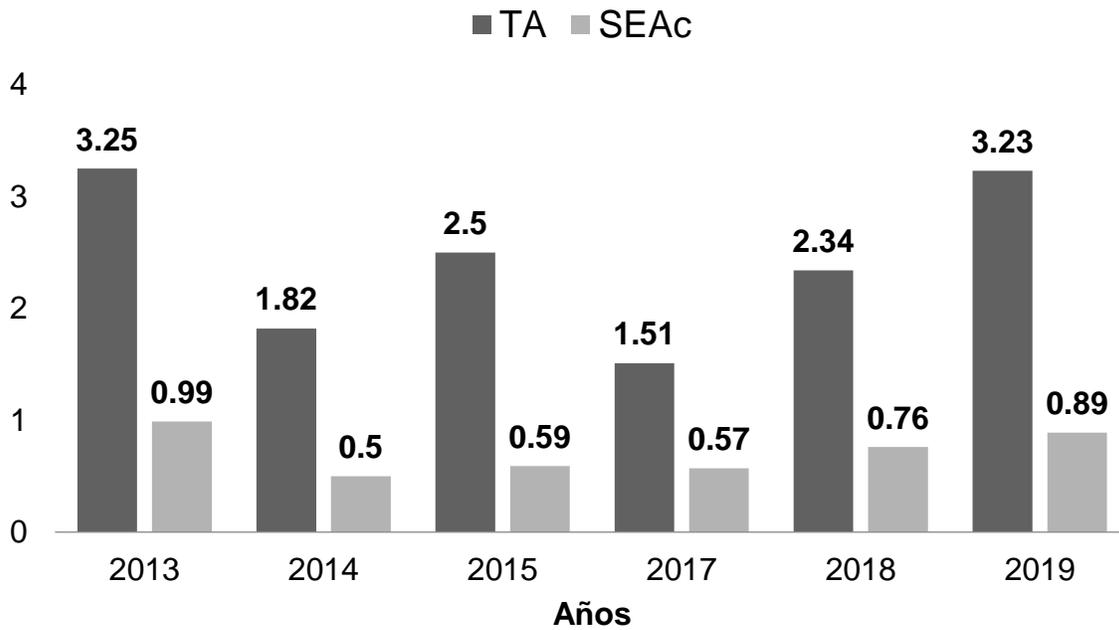


Figura 16. Áreas de los nichos isotópicos obtenidos por el análisis SIBER de las señales isotópicas del pelo de las crías del LMC del ASB. SEAc² es el área estandarizada corregida y TA² es el área total del polígono.

Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ mostraron diferencias estadísticamente significativas entre años ($H_{(g.l.=5)}= 79.39$, $p<0.001$) y $\delta^{15}\text{N}$ ($H_{(g.l.=5)}= 95.59$, $p<0.001$). La prueba de Kruskal-Wallis del $\delta^{13}\text{C}$ no mostró diferencias estadísticamente significativas entre 2013 y 2014 pero si con el resto de los años. También hubo diferencias significativas entre 2017 y 2019 (Tabla 1). Para el $\delta^{15}\text{N}$ hubo diferencias estadísticamente significativas entre 2013 y el resto de los años con excepción del 2015. También el 2019 tuvo diferencias significativas con el resto de los años (2013, 2014, 2015, 2017), excepto 2018. Sin embargo, este último tuvo diferencias significativas con 2013, 2015 y 2017. Finalmente, el $\delta^{15}\text{N}$ de 2014 y 2015 también evidenciaron diferencias estadísticamente significativas entre sí (Tabla 2).

Tabla 1. Prueba Kruskal-Wallis al comparar los promedios de $\delta^{13}\text{C}$ de las crías de LMC (*Zalophus californianus*) del ASB por año (2013-2019). En rojo se muestran diferencias significativas ($p < 0.05$).

	2013	2014	2015	2017	2018
2014	0.9985				
2015	0.0000	0.0000			
2017	0.0000	0.0000	0.1383		
2018	0.0000	0.0000	0.9999	0.2645	
2019	0.0001	0.0007	0.9828	0.0242	0.9673

Tabla 2. Prueba Kruskal-Wallis al comparar los promedios de $\delta^{15}\text{N}$ de las crías de LMC (*Zalophus californianus*) del ASB por año (2013-2019). En rojo se muestran diferencias significativas ($p < 0.05$).

	2013	2014	2015	2017	2018
2014	0.0167				
2015	0.9922	0.0467			
2017	0.0446	0.9995	0.1158		
2018	0.0000	0.0687	0.0000	0.0271	
2019	0.0000	0.0002	0.0000	0.0000	0.7288

Análisis de excretas

Para el presente trabajo se colectaron 168 excretas de LMC. Para 2014 y 2015 fueron 47 excretas, para 2017 un total de 23, en 2018 fueron 31 y finalmente para el 2019 se colectaron 20 excretas.

De las 1,284 estructuras duras encontradas en las excretas, el 67% correspondió a otolitos y el 33% a picos de cefalópodos. También en las excretas se encontraron restos de langostilla (*Pleurocondes planipes*). Asimismo, se destacó la presencia de pasto marino y de pelo, así como de otros restos que, dada la degradación, no fue posible identificarlos.

Tamaño de muestra

La curva de diversidad acumulada muestra que el número de excretas analizadas para cada año fue representativo de la dieta del LMC, con excepción del 2019. De forma general a partir de la excreta 68, dentro del análisis, se obtuvo un coeficiente de variación de 0.05 (Fig. 17 y 24 (Anexos); Tabla 3)

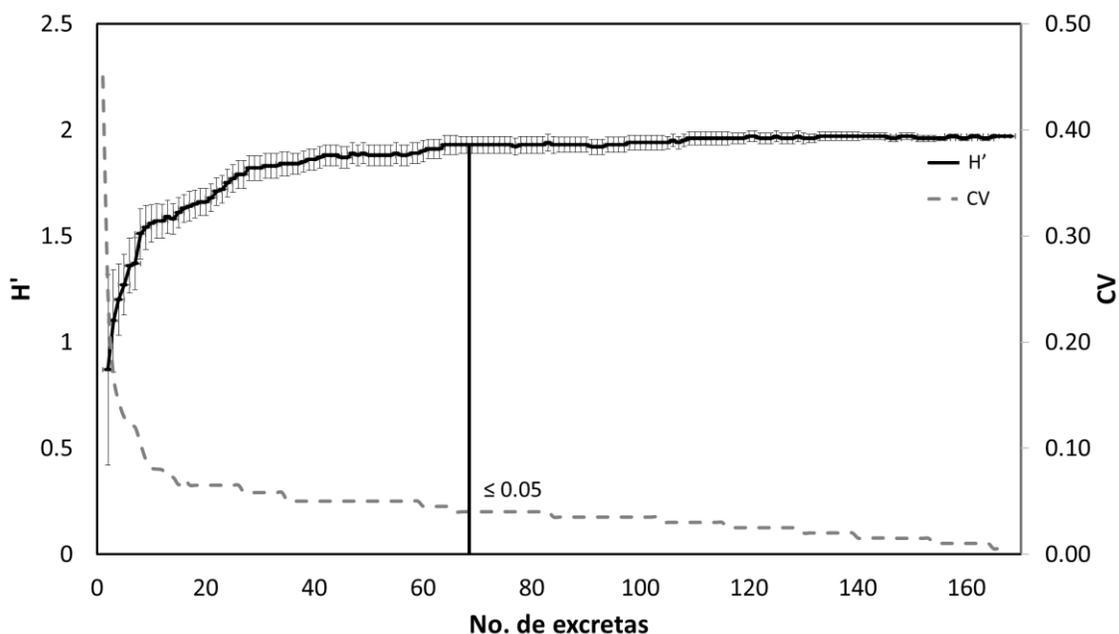


Figura 17. Curva de diversidad de las presas del LMC (*Zalophus californianus*) del ASB; H' = Diversidad de Shannon-Weaver; CV = coeficiente de variación.

Tabla 3. Tamaño mínimo de excretas del LMC (*Zalophus californianus*) del ASB. N_s, excretas analizadas; N_{sm}, mínimo de excretas; CV, coeficiente de variación.

Categoría	N_s	N_{sm}	CV
General	168	68	≤0.05
2014	47	20	≤ 0.05
2015	47	40	≤ 0.05
2017	23	15	≤ 0.05
2018	31	28	≤ 0.05
2019	20	*	> 0.05

Índice de importancia de presas del LMC

El espectro trófico del LMC incluyó un total de 7 especies de peces y 4 especies de cefalópodos. Solo los mictófidios (Myctophidae) se identificaron a nivel familia y cuatro peces a nivel de género.

Los peces identificados fueron la merluza del Pacífico norte (*Merluccius productus*), el agujón de California (*Strongylura exilis*), sardina Monterey (*Sardinops sagax*), mictófidios (Myctophidae), el sargento (*Abudefduf troschelii*), el bagre (*Bagre* spp.), el bagre chihuil (*Bagre panamensis*), roncós (*Haemulopsis* spp.), cabrilla mancha amarilla (*Paralabrax auroguttatus*), cabrilla arenera (*Paralabrax maculatofasciatus*), cabrillas (*Paralabrax* spp.) y el verrugato (*Umbrina* spp.). Las especies de cefalópodos encontradas fueron el calamar gigante (*Dosidicus gigas*), calamar cristalino (*Hyaloteuthis pelagica*), calamar volador de neón (*Ommastrephes bartramii*) y el calamar escamado de café (*Pholidoteuthis massyae*).

La dieta del LMC se encontró compuesta principalmente por peces, siendo el pez más importante *S. Exilis*. Y para el caso de cefalópodos fue *O. bartramii*.

De forma general sus presas más importantes según el IIMP_i fueron *S. exilis* (30%), *M. productus* (24%), *O. bartramii* (11%) y *S. sagax* (10%). En 2014, *M. productus* (19%) y *D. gigas* (18%) fueron las presas más importantes. En 2015 cobra mayor importancia *S. exilis* (38%) y crece la importancia de *M. productus* (28%) y *S. sagax* (23%), respecto al año anterior. Cabe destacar que después de 2015 *S. sagax* ya no formó parte de las presas más importantes. Para el 2017 se invierte la

importancia en comparación con 2015; la presa más importante fue *M. productus* (37%), seguido de *S. exilis* (20%). En el caso de 2018, desaparece totalmente *M. productus* y aumentó al triple la importancia de *S. exilis* (52%), respecto al año anterior y suma importancia Myctophidae (24%). En 2019 recobra importancia *M. productus* (52%) y es en el único año donde estuvo ausente *S. exilis* (Fig. 18).

Tabla 4. Presas identificadas en las excretas del LMC (*Zalophus californianus*) del ASB de 2014 a 2019. NT= Nivel trófico, IIMP= Índice de importancia de presas.

Nombre común	Especie	Hábitat	NT	No. de estructuras	Frecuencia	IIMP (100%)
Peces						
Sargento	<i>Abudefduf troschelli</i>	Arrecife	3	2	1	0.20
Bagre	<i>Bagre</i> spp	Demersal	4	6	1	0.40
Bagre chihuil	<i>Bagre panamensis</i>	Demersal	4	12	1	0.42
Ronco	<i>Haemulopsis</i> spp.	Demersal	3.4	12	5	2.03
Merluza del Pacífico norte	<i>Merluccius productus</i>	Mesopelágico	4	279	62	24.26
Mictófidos	<i>Myctophidae</i>	Batipelágico	3.1	99	22	9.10
Cabrilla mancha amarilla	<i>Paralabrax auroguttatus</i>	Demersal	4	10	4	1.47
Cabrilla arenera	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	Arrecife	4	1	1	0.30
Cabrilla	<i>Paralabrax</i> spp.	Arrecife	4	2	1	0.60
Sardina Monterey	<i>Sardinops sagax</i>	Epipelágico	2.7	107	26	10.13
Agujón de California	<i>Strongylura exilis</i>	Costero	4.5	316	67	29.92
Verrugato	<i>Umbrina</i> spp.	Bentopelágico	3.3	14	3	1.22
Cefalópodos						
Calamar gigante	<i>Dosidicus gigas</i>	Epipelágico	3.9	207	29	7.97
Calamar cristalino	<i>Hyaloteuthis pelagica</i>	Epipelágico	3.2	17	5	1.02
Calamar volador de neón	<i>Ommastrephes bartramii</i>	Bentopelágico	3.9	192	44	10.54
Calamar escamado de café	<i>Pholidoteuthis massyae</i>	Demersal	4	8	3	0.44
Total				1284	168	100

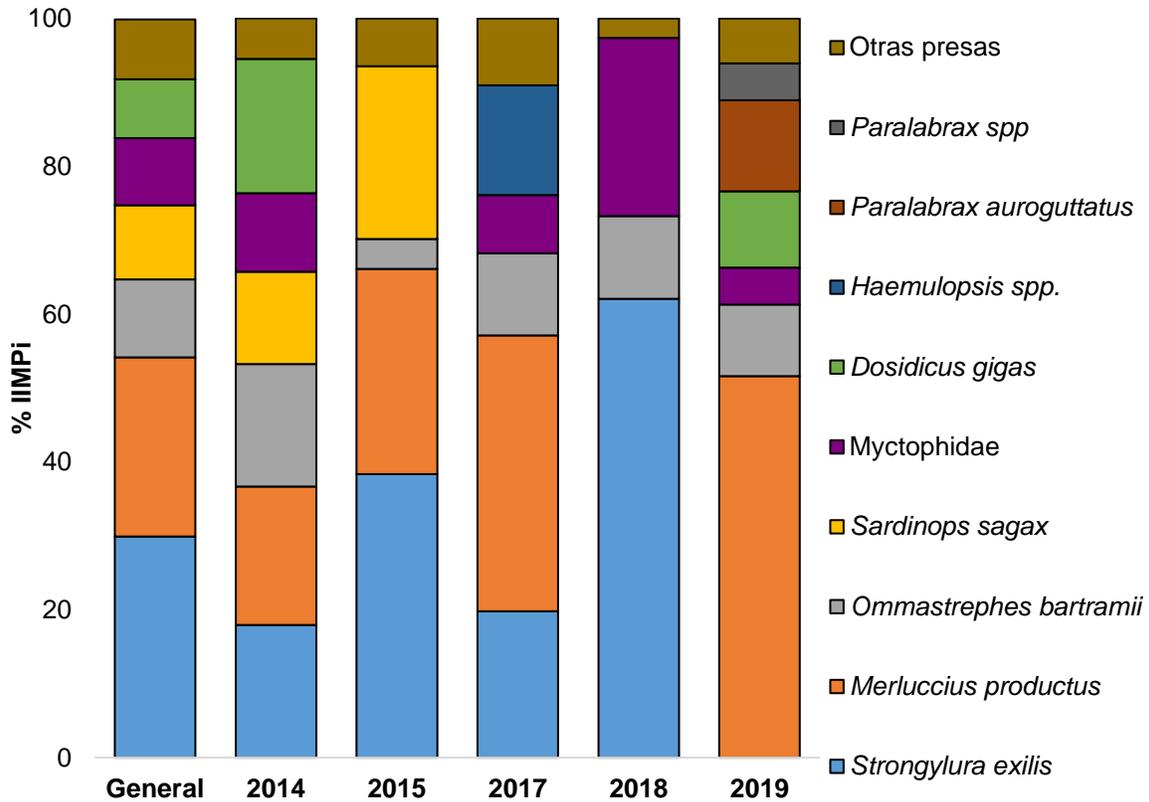


Figura 18. Índice de importancia de presas (IIMPI) de los ítems presas identificadas en las excretas del LMC (*Zalophus californianus*) del ASB colectadas a lo largo de 2014 a 2019.

La ordenación NMDS mostró una marcada diferencia en la disposición de las observaciones de 2019 con respecto al resto de los años. Los únicos polígonos que no se intersecan son el de 2019 y 2018. El eje 2 (Fig. 19) muestra que no hubo una separación evidente. La prueba PERMANOVA para las presas mostró diferencias significativas entre años ($F = 3.52$, $p = 0.00001$). Particularmente, los años 2014, 2015 y 2019 difirieron significativamente de 2018 (Tabla 5). El análisis de porcentajes de similitud (SIMPER) indica una alimentación desigual entre 2014 y 2018 fue de 67.17% y se debió principalmente a la variación en la tasa de consumo de *S. exilis* (23.44%), *D. gigas* (18.48%) y *O. bartramii* (17.04%). La disimilitud trófica observada entre 2015 y 2018 fue de 71.36% y se atribuyó a *S. exilis* (34.76%), *S. sagax* (18.18%) y *M. productus* (15.45%). Para 2018 y 2019 se observó una

disimilitud trófica de 92.38% a causa del cambio del consumo de *S. exilis* (36.79%), *M. productus* (28.76%) y Myctophidae (10.77%).

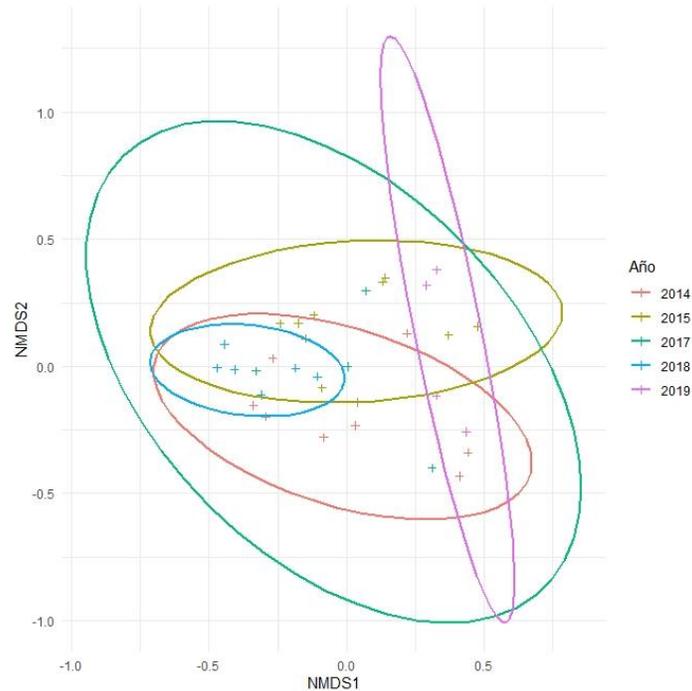


Figura 19. Análisis de NMDS de presas identificadas en las excretas del LMC (*Zalophus californianus*) del ASB (2014 a 2019).

Tabla 5. Comparaciones anuales de las presas identificadas en las excretas del LMC del ASB, con el análisis de varianza (PERMANOVA) utilizando matrices de distancia. Valores de probabilidad ajustados (p.ajustado) con la corrección Bonferroni. Valores en rojo indican una significancia estadística al 0.05.

Pares	F.Modelo	R ²	p.valor	p.ajustado
2014 vs 2015	3.56	0.18	0.006	0.06
2014 vs 2017	1.01	0.08	0.365	1
2014 vs 2018	4.76	0.27	0.003	0.03
2014 vs 2019	3.10	0.22	0.014	0.14
2015 vs 2017	1.48	0.12	0.192	1
2015 vs 2018	6.28	0.33	0.003	0.03
2015 vs 2019	3.27	0.23	0.009	0.09
2017 vs 2018	2.69	0.25	0.015	0.15
2017 vs 2019	2.02	0.25	0.079	0.79
2018 vs 2019	9.79	0.55	0.004	0.04

De modo general (todos los años), el LMC consumió una mayor abundancia de presas del hábitat costero (30%) y mesopelágico (24%). Por otro lado, consumió una mayor abundancia de presas de hábitat epipelágico en 2014 (31%) en comparación con otros años. Para el 2015 aumentó la abundancia de presas costeras (38%), mesopelágicas y epipelágicas ambas con un 28%. En cambio, consumieron una mayor abundancia de presas mesopelágicas en 2017 (37%) y 2019 (52%). En 2018 LMC consumió una mayor abundancia de presas del hábitat costero (62%) (Fig. 20).

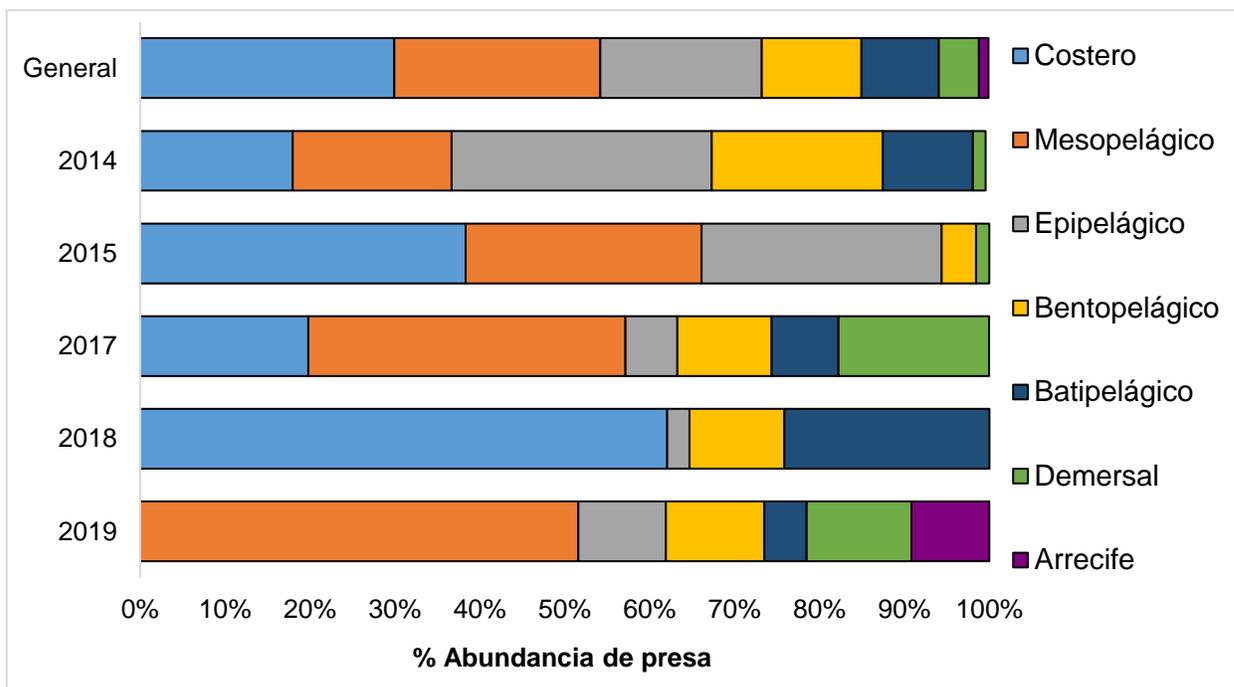


Figura 20. Uso de hábitat de las presas del LMC (*Zalophus californianus*) del ASB en relación con el hábitat.

Nivel trófico

Para el LMC el nivel trófico general fue de 4.89 calculado según la ecuación de Christensen & Pauly (1992), ubicándolo como un consumidor carnívoro terciario.

Igualmente, se calculó el nivel trófico para cada año. El año que presentó el nivel más bajo fue 2015 y el nivel trófico más alto en 2018 (Fig. 21).

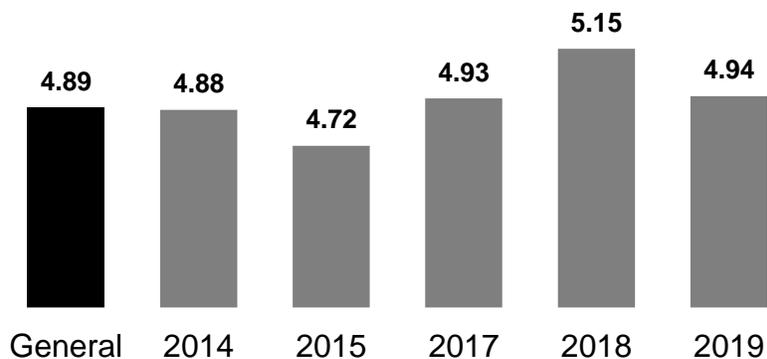


Figura 21. Nivel trófico del LMC del ASB según las presas identificadas en las excretas colectadas de 2014 a 2019. Obtenido con el método de Christensen & Pauly (1992).

Amplitud del espectro trófico

La amplitud del espectro trófico en la Figura 22 indica que el LMC es un depredador especialista, ya que presentó un espectro trófico reducido en la mayoría de los años, con excepción del 2014 y 2017, cuando fue generalista.

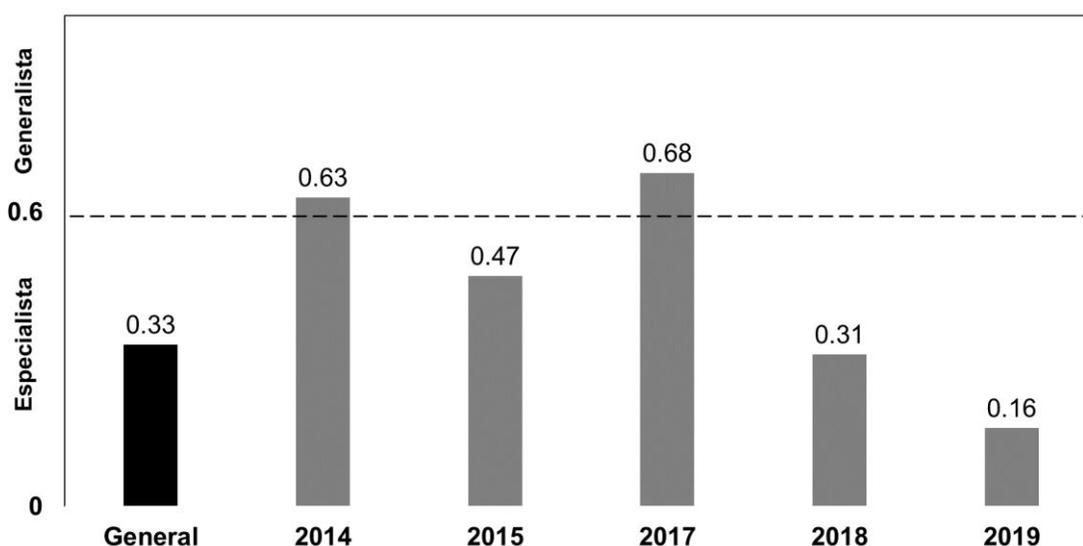


Figura 22. Valores del Índice de Levins del LMC del ASB de 2014 a 2019.

Por otra parte, en el gráfico Admunsen, con base en el número de presas (%N), podemos observar que, en 2014, 2015 y 2017 se comportaron de forma similar, con una dieta más generalizada. En 2015 la importancia se dividió en tres especies, de las cuales *S. exilis* presentó la mayor frecuencia y abundancia, seguido por *M.*

productus y *S. sagax*. El 2018 mostró una especialización sobre el consumo de *S. exilis*, mientras que consumieron otras presas ocasionalmente. Este mismo patrón se observó en 2019; sin embargo, en este año se especializó en *M. productus* (Fig. 23)

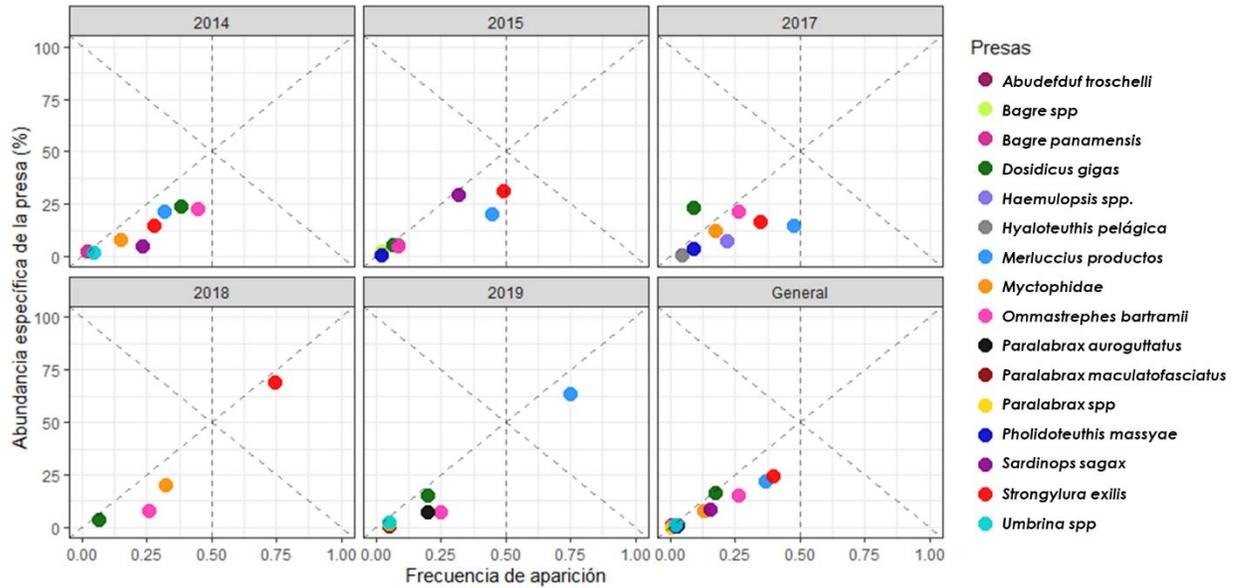


Figura 23. Gráfico de Costello modificado por Amundsen *et al.* (1996), que muestra la abundancia específica de las presas versus la frecuencia de aparición en la dieta del LMC (*Zalophus californianus*) del ASB por año (2014-2019).

DISCUSIÓN

Los hallazgos de este estudio indican que las hembras de LMC muestran plasticidad en la alimentación, como posible consecuencia de los cambios en la de los recursos en el ASB. Dichos cambios, se deben a variaciones en la TSM, que provocan cambios en las zonas de alimentación de las hembras y por lo tanto su abundancia en la colonia a largo del tiempo, teniendo un efecto sobre la totalidad de la colonia, ya que las hembras es la clase de edad más numerosa (Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2015). De modo complementario, en el 2015 fue el año con anomalía positiva de TSM más marcada con +2°C es posible que hembras adultas hagan un mayor esfuerzo alimentario, lo cual afecto negativamente la producción de crías, ocasionando una disminución en la abundancia de esta clase de edad.

Abundancia

A lo largo del periodo de estudio estuvieron presentes anomalías positivas de TSM en la región del Pacífico de la Península de Baja California. Se estima que las anomalías tuvieron un mayor dominio sobre la colonia del ASB, ya que se presentaron a unos 50-80 km aproximadamente alrededor de estas islas. Como consecuencia de que las hembras adultas se alimentan dentro de este radio, por consiguiente, el éxito y la duración de sus viajes de alimentación están sujetos a las condiciones ambientales y productividad en la zona (Kunh *et al.*, 2004; García-Rodríguez & Auriol-Gamboa, 2004; McClatchie *et al.*, 2016).

En comparación con 2013, el número de crías y de hembras adultas de LMC en el período reproductivo de 2014 disminuyó un 32% y 19%, respectivamente. Por su parte, en 2015 se redujo en un 70% el número de crías y en un 64% de hembras adultas, también con respecto a 2013. Este decremento se relacionó con la anomalía positiva de TSM que ocurrió desde 2014 y de modo importante en 2015, cuando se registraron La Mancha y El Niño en el Pacífico Oriental Tropical (Sánchez-Velasco *et al.*, 2017). Durante estos fenómenos la productividad del sur de California y Baja California decreció, disminuyendo la disponibilidad de presas para una gran cantidad de consumidores (Cavole *et al.*, 2016). De modo general, el incremento de la TSM durante años recientes (2004-2014), ha forzado a los LMC

de la costa de California, EE. UU., a cambiar la composición de su dieta hacia presas de menor calidad (menor cantidad de lípidos), debido a una disminución de ítems principales como sardina (*Sardinops sagax*) y anchoveta (*Engraulis mordax*), afectando negativamente la condición corporal de las crías (McClatchie *et al.*, 2016). Este efecto negativo, también se ha evidenciado en términos de su supervivencia en Isla San Miguel en las Channel Islands, donde se argumenta que el incremento de 1°C en la TSM decrece la posibilidad de supervivencia de crías e individuos de un año de edad en un 50% (DeLong *et al.*, 2017) y en esta misma región se observó que, desde 1975 a 2014, el crecimiento poblacional del LMC había tenido una tendencia positiva, sin embargo, durante anomalías positivas (2009, 2010, 2013 y 2014) de SST de 1°C, el crecimiento de la población se interrumpió, mientras que cuando alcanzó los 2°C, la población disminuyó (Laake *et al.*, 2018). En el Golfo de California, el aumento decadal de la TSM ha impactado a esta especie, afectando la dinámica trófica del ecosistema, causando una baja en la disponibilidad de recursos como lo es la sardina. Este fenómeno ha causado una reducción del 65% en la población entre 1991 y 2019 (Adame *et al.*, 2020). Durante el presente estudio, en el ASB, en mayo de 2015, previo a la temporada reproductiva, se registró una cantidad alta de abortos de LMC en las islas oeste y central del archipiélago. Un estudio en el ASB que precede a este trabajo, de 2014 a 2015, evidenció que durante febrero del 2016 se observó un número alto (número indeterminado) de crías emaciadas, así como un descenso del ~77% en relación con las mismas fechas de 2014 y 2015, el declive de no solo del LMC, sino del lobo fino de Guadalupe, el cual también mostró una reducción de alrededor de un 60% en el archipiélago durante 2015, respecto al año anterior, asimismo se evidenció un aumento de tres veces la amplitud de su nicho isotópico, lo que podría indicar una ampliación en su área de alimentación (Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2016).

Todos estos factores explican la tendencia de abundancia de la colonia de LMC del ASB, de 2013 a 2019, con un declive pronunciado especialmente en los años más cálidos 2014 y 2015, cuando incluso se observaron menos crías (3,357 y 1,448; respectivamente) que hembras adultas (3,519 y 1,551). Esto es opuesto con respecto a los demás años, cuando una producción de crías sobrepasa el número

de hembras adultas en tierra, muchas de las cuales se están alimentando en el mar al momento de hacer el conteo (Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2015; 2016).

A partir de 2017, el número de cachorros de LMC en el ASB se incrementó un 86% en comparación con 2015. Sin embargo, este valor no ha alcanzado el número observado en 2013 (4,930 crías) en comparación con 2017 (2,692 crías). Con respecto a 2018 y 2019, se observó una diferencia en la producción de crías del 47% y 50%, respectivamente, en relación con 2013.

Al margen de una mortalidad alta en crías y añeros de LMC, y una reducción de la fecundidad de las hembras adultas, las cuales contribuyen a la reducción en el tamaño de la colonia, no se descarta el incremento en el esfuerzo alimentario por parte de hembras adultas y juveniles del ASB bajo el efecto de estas anomalías positivas de TSM. De modo complementario, esto ocasionaría una disminución el número de los animales en tierra, al momento de llevar a cabo los conteos. Se ha evidenciado un aumento en la distancia recorrida de hasta tres veces mayores mediante estudios de telemetría en California, EE. UU., en los viajes de alimentación de LMC durante anomalías positivas de 1 a 2°C de TSM, como consecuencia de una disponibilidad baja de presas (Weise *et al.*, 2006; Kuhn & Costa, 2014). Lo anterior explicaría porque esta especie en el ASB presentó valores de la razón isotópica de carbono significativamente menores en 2015, respecto a 2014, sugiriendo una alimentación más alejada de la costa (Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2016).

Isótopos estables

La señal isotópica del LMC del ASB es el efecto de una combinación de factores como la variedad de especies de presas consumidas, la composición de su dieta, la homogeneidad de presas con el tiempo, los diversos niveles tróficos correspondientes a sus presas, las áreas de alimentación, la fisiología del individuo, al igual que la composición del tejido a analizar, y su tasa de recambio (Bearhop *et al.*, 2004).

En el caso del presente estudio, la señal isotópica general obtenida de $\delta^{13}\text{C}$ del pelo las crías fue de -16.69‰ y 19.81‰ para $\delta^{15}\text{N}$. Las señales isotópicas registradas en el pelo de las crías del LMC fueron similares al reportado en la misma zona de estudio por Pablo-Rodríguez (2009), quien reportó un valor promedio en 2007 de $\delta^{13}\text{C}$ de $-15.9 \pm 0.36\text{‰}$ (0.28‰ mayor al obtenido en este trabajo) y para $\delta^{15}\text{N}$ fue de $19.52 \pm 0.82\text{‰}$ (0.29 menor que en este trabajo).

A pesar de que existe un desfase isotópico entre crías y sus madres, el efecto sobre las primeras es constante, por lo que existen un gran número de trabajos en otáridos donde emplearon la señal de las crías, permitiendo así las comparaciones entre grupos, especies, localidades, etc. (Aurioles-Gamboa *et al.*, 2006; Porras-Peters *et al.*, 2008; *et al.* 2009; Páez-Rosas & Aurioles, 2010; Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2013; Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2016; Amador-Capitanachi *et al.*, 2020).

Los resultados observados para cada proporción isotópica presentaron diferencias significativas entre años, con una tendencia hacia valores más negativos posterior a 2014. Existe un gradiente horizontal (costa-océano) para el $\delta^{13}\text{C}$ basal. En este sentido los valores de $\delta^{13}\text{C}$ incrementan al mismo tiempo que la tasa de crecimiento fitoplanctónico (Laws *et al.*, 1995), donde existe una captación rápida de ^{12}C durante la fijación de carbono orgánico fotosintético y poca discriminación contra el ^{13}C , en tanto las concentraciones de CO_2 disminuyen por el proceso de fotosíntesis.

Con relación al gradiente de $\delta^{13}\text{C}$ entre zonas costeras y oceánicas, se sabe que el valor de esta razón isotópica aumenta $2\text{-}3\text{‰}$ en los ecosistemas costeros o en presencia de islas, debido a florecimientos fitoplanctónicos enriquecidos en ^{13}C . La

presencia de macroalgas en zonas cercanas a islas o a la costa también se relaciona con una fijación importante de ^{13}C , lo que aumenta los valores de este isótopo estable, a diferencia de lo que sucede en zonas oceánicas, donde no se encuentran estos productores primarios (Burton & Koch, 1999; Díaz, 2003). Por lo tanto, se esperan valores mayores de $\delta^{13}\text{C}$ en animales que se alimentan en zonas cercanas a regiones insulares en comparación con aquellos que se alimentan en zonas oceánicas. Burton & Koch (1999) investigaron el impacto de los sitios de alimentación (costero–oceánicos) en las razones isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) del colágeno óseo de pinnípedos del Pacífico Noreste. Encontraron para el elefante marino del norte (de alimentación oceánica) presentando valores 1.5‰ $\delta^{15}\text{N}$ y 1.8‰ $\delta^{13}\text{C}$ menores con respecto a la foca de puerto (de alimentación costera).

También las diferencias entre años de $\delta^{13}\text{C}$, podrían ser el reflejo de diferencias isotópicas latitudinales, las cuales resultan en un $\delta^{13}\text{C}$ más bajo en latitudes altas. Estos cambios en los valores basales del $\delta^{13}\text{C}$ se reflejan a manera de cascada en los depredadores como son los pinnípedos (Burton y Koch, 1999). Lo anterior tiene que ver con la temperatura. Hay una relación inversa entre la solubilidad de gases y el decremento de la temperatura en el océano. Esta solubilidad genera CO_2 acuoso, el cual está enriquecido en ^{12}C , lo que da a lugar a valores de $\delta^{13}\text{C}$ más bajos desde la base de la cadena trófica (Rau *et al.*, 1983; Dunton *et al.*, 1989; Goericke & Fry 1994; Schell *et al.*, 1998). Este argumento sugiere una alimentación más al norte por parte de hembras de LMC posterior a 2014.

Con base en lo anterior, la hipótesis con relación a un gradiente costa-océano es quizás menos factible, ya que solo explicaría la diferencia con relación al $\delta^{13}\text{C}$ y no al $\delta^{15}\text{N}$, el cual también tendió a declinar. Cabe mencionar que ambas hipótesis no se excluyen mutuamente., es decir, que el resultado de la diferenciación de los valores isotópicos de los años puede estar influenciado por ambos factores, zonas de alimentación latitudinalmente distintas y además una alimentación más oceánica por parte de los individuos, como fue sugerido por Elorriaga-Verplancken *et al.*

(2016), al comparar la razón de carbono de lobos marinos del ASB entre 2014 y 2015.

El promedio general de $\delta^{15}\text{N}$ en 2007 reportado por Pablo-Rodríguez (2009) ($19.52 \pm 0.82\text{‰}$) fue similar al de este trabajo. Esto sugiere una cierta estabilidad alimentaria de las hembras en términos de $\delta^{15}\text{N}$ a lo largo de los años.

Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ aportan información en términos de nivel y amplitud trófica, además, presentan un gradiente basal en función de la latitud (Burton & Koch, 1999). Los valores altos de $\delta^{15}\text{N}$ fueron en 2013, precedidos por valores significativamente más bajos a partir de 2015, indicarían cambios en los hábitos de alimentarios asociados a factores probables: 1. Reemplazo de presas de menor nivel trófico (p. ej. Minagawa & Wada, 1984), o, 2. Desplazamiento de los consumidores hacia un isoterreno diferente; esto es, una zona con una señal de $\delta^{15}\text{N}$ basal diferente (p. ej. Burton y Koch, 1999).

Estas dos hipótesis no pueden descartarse por completo. Incluso podrían ser complementarias. Sin embargo, con base al nivel trófico obtenido con las excretas, proponemos un peso mayor para la segunda hipótesis, asociada a cambios en el isoterreno(s) donde se alimentaron.

En este sentido, con relación al $\delta^{15}\text{N}$, el gradiente latitudinal hacia la disminución en sus valores puede estar relacionado con un declive en la intensidad o profundidad de la capa mínima de oxígeno. Este declive puede estar asociado con valores altos de $\delta^{15}\text{N}$, debido al alto nivel de producción regenerada y desnitrificación, disminuyendo así una gran cantidad de nitrato y dando lugar a un *pool* residual de nitratos enriquecidos en ^{15}N , resultando que la red trófica tenga valores altos de $\delta^{15}\text{N}$ desde su base, los cuales se incorporan a la zona fótica y sus cadenas tróficas, enriqueciendo al final a los depredadores tope (Altabet *et al.*, 1995; Elorriaga-Verplancken, 2009).

Existen varios estudios en pinnípedos que corroboran lo anterior, como el de Auriol-Gamboa *et al.* (2006), quienes encontraron que los valores basales de $\delta^{13}\text{C}$ aumentaban $\sim 1\text{‰}$ por cada 5° de decremento en la latitud y que los de $\delta^{15}\text{N}$

incrementaban $\sim 1\text{‰}$ por cada 4° latitudinales de decremento. Estos autores usaron estas medidas isotópicas para explicar la diferencia de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en pelo, entre crías de elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*) de Año Nuevo, California (Estados Unidos) y las del ASB. Los valores de estas últimas fueron significativamente mayores que las de Año Nuevo, atribuyendo esta diferencia a que las hembras del ASB se alimentaban $\sim 8^\circ$ al sur de donde lo hacían las hembras de Año Nuevo.

Otro estudio que demuestra la variación isotópica por cambios latitudinales es el de Amador-Capitanachi *et al.* (2017), quienes compararon valores isotópicos del pelo de crías del lobo fino de Guadalupe en dos colonias diferentes, Isla Guadalupe (colonia norteña) y en el ASB (colonia sureña). Los autores mencionaron que para el ASB el $\delta^{15}\text{N}$ fue mayor (18.82‰) al compararlo con la colonia de Isla Guadalupe (18.42‰), y sugieren que, debido a la presencia de presas de mayor nivel trófico para la colonia de Isla Guadalupe respecto a la del ASB, la diferencia isotópica se debió a la presencia de áreas de alimentación con valores ($\delta^{15}\text{N}$) basales más bajos hacia una latitud más alta para los lobos finos de Isla Guadalupe, manteniendo este desfase entre ambas colonias a lo largo de toda la red trófica, hasta llegar al pelo de las crías de esta especie.

Durante 2014 y 2015 se presentaron las anomalías de TSM más altas con $+0.6$ y $+2^\circ\text{C}$, respectivamente, en la región del Pacífico de la Península de Baja California, coincidiendo con que a partir de 2015 las razones isotópicas de carbono y nitrógeno disminuyeran. Además, el área del nicho isotópico de las muestras de 2013 y 2019 fueron las mayores en comparación con las de los otros años, relacionada con una mayor variación en las fuentes isotópicas, originadas probablemente por una mayor dispersión por parte de las hembras adultas durante los viajes de alimentación y la influencia de ambiente costero (Lewis *et al.*, 2006). El aumento en la amplitud alimentaria y la presencia de valores de $\delta^{13}\text{C}$ más negativos, probablemente sea de origen oceánico o de latitudes más altas durante anomalías cálidas (La Mancha y El Niño 2015-2016), podrían sugerir áreas de alimentación de las hembras hacia

isotopos diferentes con respecto a 2013, promoviendo cambios en su espectro alimentario.

Las anomalías de TSM han tenido efectos que se han observado en diferentes especies, como el estudio de Edwards (2018) quien trabajó con lobos finos Sudamericanos y lobos marinos Sudamericanos en las costas Peruanas y afirmó que a lo largo de El Niño 2015-2016 tuvo un fuerte impacto sobre los valores de $\delta^{15}\text{N}$, provocando valores más bajos. Y para el caso del $\delta^{13}\text{C}$ ocurrió de modo contrario, debido a que se enriqueció. Esto denota que, la disponibilidad de presas en sus zonas de alimentación cambia a medida que incrementa la TSM.

Análisis de excretas

La dieta de los otáridos incluye una gran variedad de presas. No obstante, en una temporada o área en particular, son de dos a cinco presas más abundantes en la dieta. Su importancia de cada presa cambia con el tiempo, por lo que son considerados depredadores oportunistas (Antonelis & Fiscus, 1980).

Se encontraron algas marinas o material vegetal en las excretas de los LMC del ASB (poco común en pinnípedos). Posiblemente como ingesta accidental mientras se alimenta de peces o de calamares (Jackson, 1998). Otra opción es que como en muchos mamíferos carnívoros actúe como purgante natural (Aurioles-Gamboa & Camacho-Ríos, 2007).

Tamaño de muestra

En cuanto a la curva de acumulación de especies presa del LMC del ASB determinó que en todos los años de muestreo (excepto 2019) se llegó al número de excretas adecuado, por lo cual, las comparaciones e interpretaciones con este año deben tomarse con reserva debido a la baja robustez de los datos.

El tamaño de muestra de este trabajo es una contribución significativa al conocimiento de la dieta del LMC, ya que el último estudio realizado sobre su dieta en el ASB fue en 2007 por Pablo-Rodriguez (2009). No obstante, no es posible todas las presas consumidas por el LMC, aumentar el tamaño de muestra permite integrar especies raras en la dieta de la especie, aunque generalmente no suelen considerarse (Magurran, 2004). Por lo cual, es preciso estandarizar el tamaño de muestra, por medio de las curvas de acumulación de especies, ya que al utilizar la misma metodología los resultados son comparables con otros estudios (Willot, 2001; Jiménez-Valverde & Hortal, 2003).

Índice de importancia de presas del LMC

El espectro trófico del LMC estuvo representado por 16 especies, doce de peces (mayor porcentaje en la dieta) y cuatro de calamares. Dichos hallazgos son similares al trabajo de Fiscus (1982), quien reporta que las especies oceánicas tienden a

alimentarse con mayor frecuencia de cefalópodos, mientras tanto, las especies distribuidas en las zonas costeras se alimentan principalmente de peces.

Los peces en la dieta de este otárido tuvieron un porcentaje de importancia del 80%, en contraste a un 20% de los cefalópodos. Esto es similar a lo reportado en el estudio de Auriolles-Gamboa & Camacho-Ríos, 2007, mientras que Pablo-Rodríguez (2009) indicó que para el verano los peces tuvieron solamente un 51% de importancia, recobrando su importancia (76%) en invierno.

El agujón de California (*Strongylura exilis*) fue la presa más dominante en la dieta de *Z. californianus* en el ASB (IIMP 30%). Esta dominancia no se había reportado anteriormente. *S. exilis* un pez marino de la familia de los belónidos, se distribuye en el Pacífico oriental, desde California (EE. UU.) hasta Perú. Habita en las zonas costeras y de manglares, con comportamiento nerítico-pelágico encontrándose entre los 0 a 100 m y tiene una importancia comercial escasa (Froese & Pauly, 2015).

Por otro lado, la merluza del Pacífico norte (*Merluccius productus*) fue la segunda presa más importante (IIMP 24%), sin embargo, en el trabajo de Pablo-Rodríguez (2009) se reportó a esta especie solamente con un 2.5% en IIMP durante verano. Esta especie de pez forma parte de las presas principales del LMC en el sur de California, EE. UU. (Lowry *et al.*, 1990 y 1991). Este aumento en la importancia de merluza del Pacífico Norte de la dieta del LMC ya se había reportado anteriormente en la colonia de Año Nuevo en Estados Unidos (Robinson *et al.*, 2018). El mayor consumo de la merluza del Pacífico puede deberse, por una parte, a su distribución, ya que está limitada al gran ecosistema marino de la Corriente de California, desde el sur de Alaska hasta el Alto Golfo de California. Durante el invierno los adultos de merluza migran hacia el sur en las plataformas más profundas y alejados de la costa hasta llegar a aguas más cálidas, en donde desovan, estos huevos son transportados por la Corriente de California en primavera y verano, provocando que los juveniles se desarrollen en aguas más someras y cercanas a la costa (Bailey *et al.*, 1982; Hamel *et al.*, 2015). *M. productus*, juega un papel muy importante desde el punto de vista trófico, ya que es un conector, al ser presa de diversos depredadores, y

consumidor de zooplancton, así como de otros peces (Livingston y Bailer, 1985; Ressler, 2007).

Para el 2018 y 2019 existió una alternancia en cuanto a la abundancia de las presas. En 2018 el agujón de California (*Strongylura exilis*) tuvo un IIMP de 62% y al año siguiente desapareció, mientras que apareció la merluza del Pacífico norte (*Merluccius productus*) con más de la mitad en importancia (IIMP 52%) dentro de la dieta este otárido.

La dieta del LMC ha presentado cambios entre temporadas que se relacionan con alteraciones temporales en la abundancia de sus presas principales, por consiguiente, se obtiene un espectro trófico relativamente amplio que fluctúa estacionalmente, debido a su plasticidad trófica (Aurioles-Gamboa *et al.*, 1984; Lowry *et al.*, 1991; Durán, 1998; García-Rodríguez y Aurioles, 2004).

Con el PERMANOVA observamos que la variación de la dieta en 2018 tuvo diferencias estadísticamente significativas con respecto a las de 2014, 2015 y 2019, esto en cuanto a excretas, y se complementa con los mapas de anomalías, en donde se observa que 2018 es el año donde en la zona adyacente al ASB tiene una anomalía negativa de -0.7°C , durante ese año, hubo una reducción drástica del número de presas consumidas por el LMC, ya que se especializó solo en 4 especies (*S. exilis*, *Ommastrephes bartramii*, Myctophidae y *D. gigas*)

Los recursos disponibles cambian a medida que se producen variaciones en las condiciones ambientales (p. ej. El Niño, La mancha), esto aumenta el consumo de energía de los lobos marinos que no se compensa ni siquiera con el consumo de su presa principal. (Feldkamp *et al.*, 1989; Trillmich, 1990). Un factor importante que explica el porqué los organismos presentan una baja condición corporal es el contenido energético que las presas le dan al LMC (King & Murphy, 1985; Trites & Donnelly, 2003).

Es importante mencionar que la argentina del Pacífico (*A. sialis*) se había identificado como una de las presas principales en el ASB en estudios como en el de Aurioles-Gamboa & Camacho-Ríos (2007) y el de Pablo-Rodríguez (2009); sin

embargo, en nuestro estudio no estuvo presente. En el caso del *Ommastrephes bartramii* es la primera vez que se reporta como presa del LMC del ASB, siendo una especie de calamar que fue reportada en la dieta del lobo fino de Guadalupe de Isla Guadalupe durante años cálidos recientes (Amador-Capitanachi *et al.*, 2020). Por otro lado, calamares de esta misma familia (Ommastrephidae) como el calamar gigante (*Dosidicus gigas*) (IIMP 8%), se han reportado anteriormente (Pablo-Rodríguez (2009) con un 1.3%; Auriolles-Gamboa & Camacho-Ríos (2007) con un 3.3-3.8%).

La región del Pacífico de la Península de Baja California es una de las dos zonas de grandes concentraciones de *D. gigas* (Markaida, 2001); en cambio, en el presente trabajo hubo una diferencia en el consumo del calamar gigante, en comparación con otros estudios, esto pudo deberse a cambios en las agregaciones de este calamar en la región (Hernández, 2009).

Se encontraron varias diferencias al comparar los resultados obtenidos en publicaciones previas y en este trabajo. Por ejemplo, *Ommastrephes bartramii* fue el calamar con mayor importancia con IIMP de 11%, y no se presentó *Doryteuthis opalescens*, que fue el calamar dominante en la dieta de este otárido en el ASB en los trabajos de Auriolles-Gamboa & Camacho-Ríos (2007) y Pablo-Rodríguez (2009). Este cambio en las presas pudo haber sido por una disminución en la población de *Doryteuthis opalescens* debido a la pesca comercial. (Denis *et al.*, 2002) y su distribución mayormente costera, mientras que la población de *Dosidicus gigas* ha tendido al incremento en el Pacífico en décadas recientes (Field *et al.*, 2007), lo que se reflejó en el aumento de su frecuencia en la dieta de otros otáridos, como el lobo fino de Guadalupe (Amador-Capitanachi *et al.*, 2017) y en el LMC del presente estudio.

La sardina Monterey (*Sardinops sagax*) fue una de las presas principales, con un IIMP en general de 10%, así como de 13% y 23% para 2014 y 2015, respectivamente. Después del 2015 ya no estuvo presente. En el trabajo de Pablo-Rodríguez (2009) se encontró sardina Monterey, pero como parte de la dieta del lobo fino de Guadalupe en verano y para el LMC únicamente en invierno con un

IIMP de 2.5%, mientras que en el trabajo de Auriolles-Gamboa & Camacho-Ríos (2007) solo estuvo presente en 2001 con un IIMP de 4%. Por su parte, Barbosa-Devéze *et al.* (2002) en un muestreo en 1999-2000 menciona a *S. sagax*, el rocote y el pez sapo como las presas principales en la dieta del LMC en Isla Margarita (ubicada al sur del ASB).

McClatchie *et al.*, (2016) en un periodo de 2004-2014 evidenciaron que el LMC de California, EE. UU., cambió su dieta reemplazando la sardina y anchoveta por otras presas como calamares y peces del género *Sebastes*, lo que originó un bajo peso en las crías. Este decremento de la sardina en la dieta del LMC del ASB durante los últimos años, puede estar sucediendo como consecuencia de anomalías cálidas persistentes en el Pacífico Noreste (Peterson *et al.*, 2015).

Nivel trófico

El nivel trófico promedio fue de 4.89, aunque presentó fluctuaciones a lo largo de los años, alcanzando los valores más altos hacia el final de la serie de tiempo, con 5.15 en 2018 y 4.94 en 2019. Estos valores son altos en comparación con los sugeridos por Pauly & Trites (1998), que definieron el nivel trófico del LMC de 4.1. El rango de nivel trófico de esta especie en el ASB en otros trabajos va de 4.1 a 4.5 (Auriolles-Gamboa & Camacho-Ríos, 2007; Pablo-Rodríguez, 2009). La tendencia al incremento del nivel trófico del LMC de ASB en los últimos años, al mismo tiempo que decrementaron los valores de la razón isotópica de nitrógeno (indicadora de posición trófica), respalda la hipótesis de desplazamientos alimentarios hacia latitudes mayores, debido a la relación inversa entre estas y los valores isotópicos basales (Amador-Capitanachi *et al.*, 2017).

La diferencia entre el nivel trófico obtenido en este estudio con los otros trabajos tiene que ver con la abundancia y el nivel trófico de las presas principales, en nuestro trabajo, es el agujón de California (*S. exilis*) con un nivel trófico de 4.5, la merluza del Pacífico Norte (*M. productus*) y el calamar volador neón (*O. bartramii*) con un nivel trófico de 4 (Froese & Pauly, 2015). Lo anterior influye de manera importante en el nivel trófico de los LMC en este estudio, explicando porque el nivel trófico para el ASB obtenido fue más alto.

Amplitud del espectro trófico

Derivado del análisis de excretas se determinó mediante el índice de Levins que el LMC es un depredador especialista en su dieta general y en la mayoría de los años, con excepción de 2014 y 2017, cuando se le consideró generalista. Anteriormente, Pablo-Rodríguez (2009) lo reportó como especialista; sin embargo, en el trabajo de Auriol-Gamboa & Camacho-Ríos (2007) como generalista.

Una desventaja del índice de Levins es que pone mucho énfasis a especies abundantes, minimizando la importancia de las presas raras. Otro inconveniente es que imposibilita resaltar las diferencias espaciotemporales en el espectro trófico, al personalizarlo con un valor numérico (Marshall & Elliot, 1997).

En este trabajo se consideró el LMC como consumidor especialista, debido al bajo número de ítems presas y a su alta dominancia en la dieta. En 2018 la presa principal fue *S. exilis* y para el 2019 *M. productus*, mientras que para el 2015 *S. exilis*, *M. productus* y *S. sagax*.

El hecho de que el LMC tenga cambios temporales de presas demuestra que sus hábitos alimentarios pueden ser flexibles, posiblemente debido a movilidad local y a la disponibilidad de recursos, así como las variaciones ambientales (Lowry, 1991).

Considerando todos los trabajos donde se aborda la ecología trófica del LMC y el presente estudio, se le puede considerar más como un depredador oportunista, debido a que son pocas las especies presas (2 a 5) las que tienen mayor importancia en su dieta, esto variando por estación o área geográfica (Lowry *et al.*, 1991; Reynolds y Rommel, 1999).

Al existir limitaciones en el índice de Levins, se usó el gráfico de Costello, modificado por Amundsen *et al.* (1996). Este gráfico muestra las diferencias en la selección de presas a nivel especie. *S. exilis* y *M. productus* tienden a dominar debido a su alta frecuencia en la dieta del LMC. Según Amundsen *et al.* (1996), el uso de recursos entre individuos es diferente, lo que reduce la competencia potencial entre individuos como resultado de la repartición de recursos.

Destaca un constante cambio en la dieta del LMC del ASB en las últimas dos décadas entre sus presas principales, ya que de 2001-2002 la presa principal fue *A. sialis* (Auriolles-Gamboa & Camacho-Ríos, 2007), en 2007 lo fue *D. opalescens* (Pablo-Rodríguez, 2009). En el presente estudio las presas principales fueron *S. exilis* en 2015 y 2018 y *M. productus* para 2014, 2017 y 2019.

La causa del cambio en las preferencias y el uso de fuentes de alimento es incierta; en cambio, las diferencias en la distribución y densidad de las presas resultaron ser una de las principales razones de estos cambios en el uso de los recursos (Lebropoulou *et al.*, 1997; Herreman *et al.*, 2009; Sanchez-Hernández *et al.*, 2011). Estas estrategias son características de depredadores oportunistas (Gerking, 1994).

El término se refiere a individuos que explotan recursos que son inusualmente abundantes en algún lugar y/o temporada en particular y que son capaces de cambiar entre presas cuando su recurso actual presenta un declive. Según esta descripción, la estrategia alimentaria del LMC del ASB es de un depredador oportunista durante 2014 y 2017.

El éxito reproductivo de la especie está asociado al éxito en las estrategias de alimentación, las cuales se pueden ver afectadas por condiciones anómalas del ambiente (Crocker *et al.*, 2006). Por lo tanto, era de esperarse que condiciones de estrés ambiental, como lo fueron las causadas por “La Mancha” y El Niño 2015-2016, no sólo impactaran negativamente en el éxito en la alimentación, sino también en la producción de crías del LMC en el ASB.

Los monitoreos de la alimentación del LMC deben continuar, pues como se ha mencionado, los resultados pueden ser variables a lo largo de tiempo, especialmente en presencia de anomalías ambientales persistentes a lo largo del Pacífico Noreste que han impactado la dinámica trófica del ecosistema (Cavole *et al.*, 2016).

Consideraciones finales

En primera instancia, ambas técnicas fueron complementarias entre sí, ya que mediante el análisis de excretas se observó que el nivel trófico se mantuvo a lo largo de los años, incluso con una tendencia al incremento en los últimos años, al mismo tiempo que decrementaron los valores de la razón isotópica de nitrógeno (indicadora de posición trófica), respaldando la hipótesis de desplazamientos alimentarios hacia latitudes mayores, debido a la relación inversa entre éstas y los valores isotópicos basales (Amador-Capitanachi *et al.*, 2017). Lo anterior se ligó con la abundancia, debido al aumento en el esfuerzo alimentario por parte de hembras adultas del ASB, al desplazarse a zonas más alejadas, bajo el efecto de estas anomalías positivas de TSM sobre la disponibilidad de presas, se evidenció un declive en el número de los animales en tierra, al momento de llevar a cabo los conteos.

Quedan algunos sesgos que no fue posible evitar. Se sugiere continuar monitoreando a esta especie en los próximos años, incluyendo técnicas para identificar presas que son completamente degradadas por digestión, además de realizar modelos de mezcla para determinar la abundancia relativa de presas que contribuyen a las señales isotópicas de los depredadores. Finalmente, también es recomendable monitorear la dieta y actualizar los valores isotópicos de las presas correspondientes al área de estudio.

CONCLUSIONES

La colonia del LMC del ASB no se ha recuperado después de las anomalías climáticas en años recientes. De 2013 a 2019, su abundancia declinó un 49%, con respecto a las crías hubo una disminución de 48% y declinó un 56% la abundancia de las hembras adultas.

Los valores promedio más altos de ambas razones isotópicas en el LMC del ASB se presentaron en 2013. Posterior a este año se encontró una tendencia hacia valores más bajos tanto para el $\delta^{13}\text{C}$ como para el $\delta^{15}\text{N}$, posiblemente por desplazamientos hacia latitudes mayores o viajes más oceánicos. También en 2013 y 2019 se observaron las mayores amplitudes tróficas, en relación con posibles cambios en la cobertura de las áreas de alimentación de las hembras adultas.

De forma general las presas más importantes del LMC del ASB fueron *Strongylura exilis* (30%), *Merluccius productus* (24%), *Ommastrephes bartramii* (11%) y *Sardinops sagax* (10%). Sin embargo, se evidenciaron cambios de las presas principales en 2015 y 2018 hacia *Strongylura exilis* y para 2014, 2017 y 2019 hacia *Merluccius productus*. Se evidenció un declive en el consumo de *Sardinops sagax* posterior a la presencia de anomalías cálidas, al mismo tiempo que se detectó un incremento en el consumo de Mictofidos, *Strongylura exilis* y *Merluccius productus*.

El nivel trófico del LMC del ASB fue de 4.89, aunque presentó fluctuaciones de 4.72 a 5.15 en el periodo 2013-2019.

El cambio en el espectro trófico del LMC del ASB denota una estrategia alimentaria del tipo oportunista, debido a que la composición y amplitud trófica es variable (se reduce o se amplía) de acuerdo con una aparente disponibilidad de presas en un tiempo y lugar determinado

BIBLIOGRAFÍA

- Adame-Fernández, K., F.R. Elorriaga-Verplancken, E. Beier. K. Acevedo-Whitehouse & M.A. Pardo. 2020. The demographic decline of a sea lion population followed multi-decadal sea surface warming. *Sci Rep* 10, 10499
- Altabet M. A., C. Pilskaln, R. Thunell, C. Pride, D. Sigman. F. Chavez & R. Francois. 1999. Thw nitrogen isotope biogeochemistry of sinking particles from the margin of the Eastern North Pacific. *Deep-Sea Research*. 46: 655-679.
- Amador-Capitanachi, M. J., Moreno-Sánchez, X. G., Juárez-Ruiz, A., Ferretto, G., & Elorriaga-Verplancken, F. R. 2017. Trophic Variation Between the Two Existing Guadalupe Fur Seal Colonies on Guadalupe Island and the San Benito Archipelago, Mexico. *Aquatic mammals*, 43(1).
- Amador-Capitanachi, M. J., X.G. Moreno-Sánchez, P.D. Ventura-Domínguez, A. Juárez-Ruiz, E. González-Rodríguez, C. Gálvez, T. Norris & F.R. Elorriaga-Verplancken. 2020. Ecological implications of unprecedented warm water anomalies on interannual prey preferences and foraging areas of Guadalupe fur seals. *Marine Mammal Science*, 36 (4): 1254-1270.
- Amundsen, P.A., H. M. Gabler & F. J. Staldvik. 1996. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data-modification of the Costello (1990) method. *Journal of fish biology*. 48: 607-614.
- Anderson, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26(1), 32– 46.
- Anderson, M. J. 2017. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). In: *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*. American Cancer Society, 1–15.
- Angell, O. 2014. Abundancia y estructura de las colonias de pinnípedos que habitan el Archipiélago San Benito, Baja California, México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur. 52 pp.

- Antonelis G. & C. Fiscus. 1980. The Pinnipeds of the California Current. CalCOFI Rep. 21:68-78.
- Aurioles D & Sinsel F .1988. Mortality of California sea lion pups at Los Islotes Baja California Sur, Mexico. J Mammal 69:180-183.
- Aurioles D, Sinsel F, Fox C, Alvaro E & Maravilla O. 1983. Winter migration of the subadult male California sea lions in the southern part of Baja California. J Mammal 64:513-518.
- Aurioles-Gamboa D, & F.J. Camacho-Ríos. 2007. Diet and feeding overlap of two otariids, *Zalophus californianus* and *Arctocephalus townsendi*: implications to survive environmental uncertainty. Aquat Mamm. 33: 315–326.
- Aurioles-Gamboa, D. & J. Hernández-Camacho. 2015. *Zalophus californianus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41666A45230310. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41666A45230310.en>. Downloaded on 19 November 2019.
- Aurioles-Gamboa, D., C. Fox, F. Sinsel, & T. Grayeb. 1984. Prey of the California sea lion (*Zalophus californianus*) in La Paz B.C.S., México. Journal of Mammalogy. 65(3): 519- 521.
- Aurioles-Gamboa, D., P. Koch & B.J. Le Boeuf. 2006. Differences in foraging ecology of mexican and California elephant seals: Evidence from stable isotopes in pups. Marine Mammal Science. 22(2): 1-13
- Aurioles-Gamboa, D., S. Newsome, S. Salazar-Pico & P. Koch. 2009. Stable isotope differences between sea lions (*Zalophus*) from the Gulf of California and Galápagos Islands. Journal of Mammalogy, 90(6): 1410-1420.
- Barbosa-Devéze, L. 2001. Alimentación del lobo marino (*Zalophus californianus californianus*) en Isla Magdalena, B.C.S. Tesis de Licenciatura. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Puebla, Pue. 36 pp.

- Bearhop, S., C.E. Adams, S. Waldron, R.A. Fuller & H. Macleod. 2004. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *Journal of Animal Ecology*, 73: 1007-1012.
- Bigg, M.A. & Fawcett. 1985. Two biases in diet determination of northern fur seals (*Callorhinus ursinus*). En. J.R. Beddington, R. J.H. Beverton & D.M. Lavigne (Eds) *Marine mammals and fisheries*, 153-169.
- Bond, N. A., M.F. Cronin, H. Freeland & N. Mantua 2015. Causes and impacts of the 2014 warm anomaly in the NE Pacific. *Geophys. Res. Lett.*, 42, 3414– 3420.
- Bonnell, M.L. & R.G. Ford. 1987. California sea lion distribution: a statistical analysis of aerial transect data. *J. Wildl. Manage.* 51(1):13-20.
- Burton R.K. & P.L. Koch. 1999. Isotopic tracking of foraging and long-distance migration in northeastern Pacific pinnipeds. *Oecologia*. 119(4): 578-585.
- Carretta JV, Oleson E, Weller DW, Lang AR, Forney KA, Baker J, *et al.* U.S. 2014. Pacific marine mammal stock assessments: 2013. Technical memorandum NOAA-TMNMFS-SWSC.
- Cavole L. M., Demko A. M., Diner R. E., Giddings A., Koester I., Pagniello C. M. L. S., Paulsen M., RamirezValdez A., Schwenck S M., Yen N. K., Zill M. E., & Franks P. J. S. 2016. Biological impacts of the 2013–2015 warm-water anomaly in the Northeast Pacific: Winners, losers, and the future. *Oceanography* 29(2):273–285.
- Costa, D. P., N. J. Gales & M. E. Goebel. 2001. Aerobic dive limit: How often does it occur in nature? *Comparative Biochemistry and Physiology – Part A*. 129, 771-783.
- Crocker E.D., P.D. Costa, J.B. Le Boeuf, M.P. Webb & S. D. Houser. 2006. Impact of El Niño on the foraging behavior of female northern elephant seals. *Mar. Ecol Prog. Ser.* 309: 1-10.
- Dellinger, T., & F. Trillmich. 1988. Estimating diet composition from scat analysis in otariid seals (Otariidae): is it reliable? *Can. J. Zool.* 66: 1865–1870.

- DeLong, R. L., S. R. Melin, J. L. Laake, P. Morris, A. J. Orr & J. D. Harris. 2017. Age and sex-specific survival of California sea lions (*Zalophus californianus*) at San Miguel Island, California. *Marine Mammal Science*, 33, 1097-1125.
- DeNiro M. & S. Epstein. 1981. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 3: 341-351.
- DeNiro, M.J. & S. Epstein. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 42: 495-506.
- Denis, V., L. Lejeune & P. Robin. 2002. Spatio-temporal análisis of comercial trawler data usin general additive models: petterns of Loliginid abundance in the nort-east Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, 59(2000): 633-648.
- Díaz. G. R. E. 2003. Diferenciación entre turiones *Tursiops truncatus* costeros y oceánicos en el Golfo de California por medio de isótopos estables de carbono y nitrógeno. Tesis de maestría. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.
- Dunton K.H., S.M. Saupe, A.N. Golikov, D.M. Schelly S.V. Schonberg. 1989. Trophic relationships and isotopic gradients among Arctic and sub-Arctic marine fauna. *Mar. Ecol-Prog. Ser.* 56:89–9
- Durán-Lizárraga, M.E. 1998. Caracterización de los patrones de buceos de alimentación de lobo marino *Zalophus californianus* y su relación con variables ambientales en la Bahía de La Paz, B.C.S. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. La Paz, B.C.S. 82 pp.
- Edwards Rae Mickie. 2018. Peruvian Pinnipeds as Archivists of ENSO Effects. Master's thesis. Nova Southeastern University. Retrieved from NSUWorks. (495).
- Elorriaga-Verplancken F.R., G. Ferretto & O. Angell. 2015. Current status of the California sea lion (*Zalophus californianus*) and the northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) at the San Benito Archipelago, Mexico. *Ciencias Marinas*. 41(4): 1-13.

- Elorriaga-Verplancken F.R., L.M. Morales-Luna, X. Moreno-Sánchez & I. Mendoza-Salas. 2013. Inferences on the Diet of the Eastern Pacific Harbor Seal (*Phoca vitulina richardii*) at the Southern End of Its Distribution: Stable Isotopes and Scats Analyses. *Aquatic Mammals*. 39 (4): 415-421.
- Elorriaga-Verplancken, F. R. 2009. Variación de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ en colágeno dental de lobos marinos del género *Zalophus*: patrones ontogénicos y geográficos. Tesis de Doctorado. CICIMAR-IPN. México. 163 pp.
- Elorriaga-Verplancken, F.R., G.E. Sierra, H. Rosales-Nanduca, K. Acevedo-Whitehouse & J. Sandoval-Sierra. 2016. Impact of the 2015 El Niño-Southern Oscillation on the abundance and foraging habits of Guadalupe fur seals and California sea lions from the San Benito Archipelago, Mexico. *PLOS ONE*, 11(5), e0155034.
- Esperón-Rodríguez, M. 2008. Estado actual del lobo fino de Guadalupe (*Arctocephalus townsendi* Merriam, 1897) en el archipiélago de San Benito, Baja California: tamaño de la población, biología reproductiva y alimentación. Tesis, Maestría Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, D.F. 56 pp.
- Espinoza de los Reyes-Ayala, M.G. 2007. Variabilidad espacial de la dieta del lobo marino de California (*Zalophus californianus californianus*, Lesson 1828). Tesis de maestría. CICESE
- Field JC, Baltz KEN, Walker W (2007) Range expansion and trophic interactions of the Jumbo Squid, *Dosidicus Gigas*, in the California current. *Calif Coop Ocean Fish Investig Rep* 48:131–146
- Fiscus, C. 1982. Predation by marine mammals on squids of the Eastern North Pacific Ocean and the Bering Sea. *Marine Fisheries Review*, 44(2), 1-10.
- Francis, J. M. & C.B. Heath. 1991. Population abundance, pup mortality, and copulation frequency in the California sea lion in relation to the 1983 El Niño. In: F. Trillmich and K. A. Ono (eds), *Pinnipeds and El Niño: Responses to environmental stress*, pp. 119-128. Springer-Verlag, Berlin, Germany.

- Froese, R. & D. Pauly. 2009. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (09/2009).
- Fry B. & S.C. Wainright. 1991. Diatom sources of ^{13}C -rich carbon in marine food webs. *Mar Ecol-Prog. Ser.* 76:149-157.
- Gálvez, C., M. Pardo y F.R. Elorriaga-Verplancken. 2020. Impacts of extreme ocean warming on the early development of a marine top predator: The Guadalupe fur seal. *Progress in Oceanography*. 80, 102220
- Gálvez, C. 2015. Causas de mortalidad en neonatos de lobo fino de Guadalupe, *Arctocephalus townsendi*, en Isla Guadalupe, B. C.: Temporada reproductiva 2013 y 2014. Tesis de maestría. CICIMAR-IPN, La Paz, BCS. 107 pp.
- García-Rodríguez, F. & J. De La Cruz. 2011. A comparison of Indexes for Prey Importance Inferred from Otoliths and Cephalopod Beaks Recovered from Pinniped Scats. *Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 6(2): 186-193.
- García-Rodríguez, F.J. & D. Aurióles-Gamboa. 2004. Spatial and temporal variation in the diet of the California sea lion (*Zalophus californianus*) in the Gulf of California, Mexico. *Fishery Bulletin*. 102(1): 47-62.
- Goericke R. & B. Fry. 1994. Variations of marine $\delta^{13}\text{C}$ with latitude, temperature, and dissolved CO_2 in the world. *Ocean. Global Biogeochemical Cycles*. 8: 85-90.
- Harvey, J.T. 1989. Assessment of errors associated with harbour seal (*Phoca vitulina*) faecal sampling. *J. Zool. Lond.* 219: 101-111.
- Harvey, J.T. & G.A. Antonelis, 1994. Biases associated with non-lethal methods of determining the diet of northern elephant seals. *Marine Mammal Science*. 10 (2): 178–187.
- Hawes, S.D. 1983. An evaluation of California sea lion scat samples as indicators of prey importance. Tesis de Maestría, San Francisco State University, San Francisco

- Hernández M. J. 2009. Distribución, abundancia y estructura alimentaria del lobo fino de Guadalupe (*Arctocephalus townsendi*) en Isla Guadalupe, México. 55 Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada
- Herreman, J.K., G.M. Blundell & M. Ben-David. 2009. Evidence of bottom-up control of diet driven by top-down processes in a declining harbor seal *Phoca vitulina richardsi* population. *Marine Ecology Progress series*. 374(1992): 287-300.
- Hobson K.A., J.L. Sease, R.L. Merrick & J.F. Piatt. 1997. Investigating trophic relationships of pinnipeds in Alaska and Washington using stable isotope ratios of nitrogen and carbon. *Marine Mammal Science*. 13: 114-132.
- Hobson, K. A., J. F. Piatt & J. Pitocchelli. 1994. Using stable isotopes to determine seabird trophic relationships. *Journal of Animal Ecology* 63:786–798
- Hobson, K.A. & H.E. Welch. 1992. Determination of trophic relationships within a high arctic marine food web using $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ analysis. *Marine Ecology Progress Series*. 84: 9-18.
- Jackson, G.D. 1998. Research into the life history of *Loligo opalescens*: Where to from here? *CalCOFI Report*. 39, 101-107.
- Jiménez-Valverde, A. & J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8(9): 151-161.
- Jobling, M., y A. Breiby. 1986. The use and abuse of fish otoliths in studies of feeding habits of marine piscivores. *Sarsia*, 71:265–274.
- Juárez-Ruiz, A., F. R. Elorriaga-Verplancken, X.G. Moreno-Sánchez, S. Aguíñiga-García, M.J. Amador-Capitanachi & C. Gálvez. 2018. Diversification of foraging habits among Guadalupe fur seals from their only well-established breeding colony, Guadalupe Island, Mexico. *Marine Biology*, 165, 86.
- Kintisch E. 2015. 'The Blob' invades Pacific, flummoxing climate experts. *Science*. 348(6230): 17-18.

- Kovacs, K., J. Lydersen, J. Overland & S. Moore. 2011. Impacts of changing sea-ice conditions on Arctic marine mammals. *Marine Biodiversity*. 41. 181-194. 10.1007/s12526-010-0061-0.
- Krebs C. 1999. *Ecological Methodology*. Addison Wesley Longman. E.U.A. 620 pp.
- Kuhn, C.E. & D.P. 2014. Costa, Interannual variation in the at-sea behavior of California sea lions (*Zalophus californianus*). *Mar Mammal Sci*. 30: 1297–1319.
- Kuhn, C.E., D. Aurióles-Gamboa & D. Costa. 2003. Habitat utilization, diving and foraging behaviour of adult females California sea lions (*Zalophus californianus*): Beyond physiological limits (Abstracts). Fifteenth Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. Greensboro, North Carolina.
- Laake, J.L., M.S. Lowry, R.L. Delong, S.R. Melin & J. V. Carretta. 2018. Population growth and status of California sea lions. *The Journal of Wildlife Management*. 1–13
- Labropoulou, M & A. Eleftheriou. 1997. The foraging ecology of two pairs of congeneric demersal fish species: importance of morphological characteristics in prey selection. *Journal of fish biology*, 50:324-350.
- Laws E.A., B.N. Popp, R.R. Bigdare, M.C. Kennicutt & S.A. Macko. 1995. Dependence of phytoplankton carbon isotopic composition on growth rate and (CO₂) aq: theoretical considerations and experimental results. *Geochim. Cosmochim. Ac.* 59: 1131- 1138.
- Le Boeuf, B.J., D. Aurióles-Gamboa, R. Condit, C. Fox, R. Gisiner, R. Romero & F. Sinsel 1983. Size and distribution of the California sea lion population in Mexico. *Proc. Calif. Acad. Sci.* 43: 77–85.
- Livingston. PA. KM Bailey. 1985. Trofic role of the pacific Whiting, *Merluccius productus*. *Mar. Fish. Rev.* 47(5): 16-22
- Lowry, M.S. 2011. NOAA technical memorandum NMFS

- Lowry, M.S. & J.V. Carretta. 1999. Market squid (*Loligo opalescens*) in the diet of California sea lions (*Zalophus californianus*) in southern California (1981-1995). CalCOFI Report, Volume 40, pages 196-207.
- Lowry, M.S. & O. Maravilla-Chávez. 2005. Recent abundance of California sea lions in western Baja California, Mexico, and the United States. In: Garcelon DK, Schwemm CA (eds.), Proceedings of the 6th California Islands Symposium, Ventura, California, pp. 485–497.
- Lowry, M.S., B.S. Stewart, C.B. Heath, P.K. Yochem & J.M. Francis. 1991. Seasonal and annual variability in the diet of California sea lions *Zalophus californianus* at San Nicolas Island, California, 1981-1986. Fishery Bulletin. 89(2):331-336.
- Lowry, M.S., C.W. Oliver, C. Macky & J.B. Wexler. 1990. Food habits of California sea lions *Zalophus californianus* at San Clemente Island, California, 1981-1986. Fishery Bulletin. 88(3):509-521.
- Markaida. A. U. 2001. Biología del calamar gigante *Dosidicus gigas* Orbigny, 1835 (cephalopoda: Ommastrephidae) en el golfo de california, México. Tesis de Doctorado. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada.
- Marrugan, A.E. 2004. Measuring biological diversity. United Kingdom: Blackwell
- Marshall A.D., Kyne P.M., Bennett M.B. 2008. Comparing the diet of two sympatric urolophid elasmobranchs (*Trygonoptera testacea* Müller and Henle and *Urolophus kapalensis* Yearsley & Last): Evidence of ontogenetic shifts and possible resource partitioning. Journal of Fish Biology 72 (4): 883–898. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2007.01762.
- Marshall, S. & M. Elliott. 1997. A comparison of univariate and multivariate numerical and graphical techniques for determining inter- and intraspecific feeding relationships in stuarine fish. Journal of Fish Biology, 51(3): 526-545.
- Martínez Del Rio, C., N. Wolf, S. A. Carleton, & L. Z. Gannes. 2009. Isotopic ecology ten years after a call for more laboratory experiments. Biological Reviews

- McClatchie, S., J. Field, A.R. Thompson, T. Gerrodette, M. Lowry & P.C. Fiedler. 2016. Food limitation of sea lion pups and the decline of forage off central and southern California. *Royal Society Open Science*, 3(3):150628.
- McCune, B., J. B. Grace & D. L. Urban. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software Design.
- Mearns, A.J., R.J. Olson, D.R. Young & H.A. Schafer. 1981. Trophic structure and the cesium potassium ratio in pelagic ecosystems. *CalCOFI Rep.* XXII. 99-110.
- Melin, S. R., R. L. DeLong, & D. B. Siniff. 2008. The effects of El Niño on the foraging behavior of lactating California sea lions (*Zalophus californianus*) during the nonbreeding season. *Can. J. Zool.* 86:192–206.
- Minagawa M. & E. Wada. 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains. Further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochimica Cosmochimica Acta.* 48: 1135-1140.
- Morrow, J.E. 1979. Preliminary Keys to Otoliths of Some Adult Fishes of the Gulf of Alaska, Bering Sea and Beaufort Sea: NOAA Technical Report NMFS Circular Vol. 420, Washington, DC: U.S. Dep. Commerce.
- Newsome, S. D., Koch, P. L., Etnier, M. A., & Aurioles-Gamboa, D. 2006. Using carbon and nitrogen isotope values to investigate maternal strategies in Northeast Pacific otariids. *Marine Mammal Science*, 22(3), 556–572.
- Newsome, S., C. Martínez del Río, S. Bearhop & D. Phillips. 2007. A niche for isotopic ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(8): 429-436
- NOAA, 2021. Cold & Warm Episodes by Season: https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php
- NOAA-Fisheries. 2019. <https://www.fisheries.noaa.gov/national/marine-life-distress/2013-2016-california-sea-lion-unusual-mortality-event-california>.

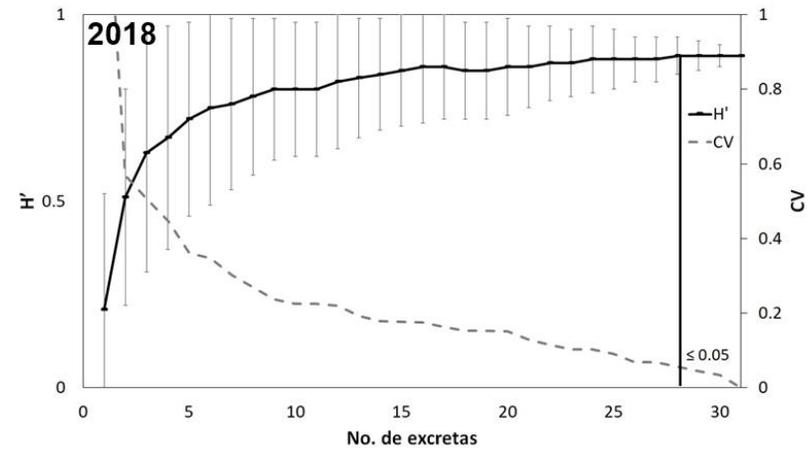
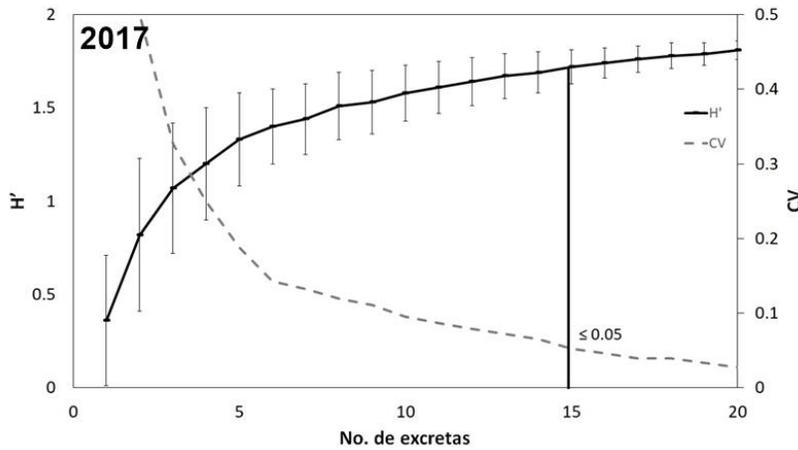
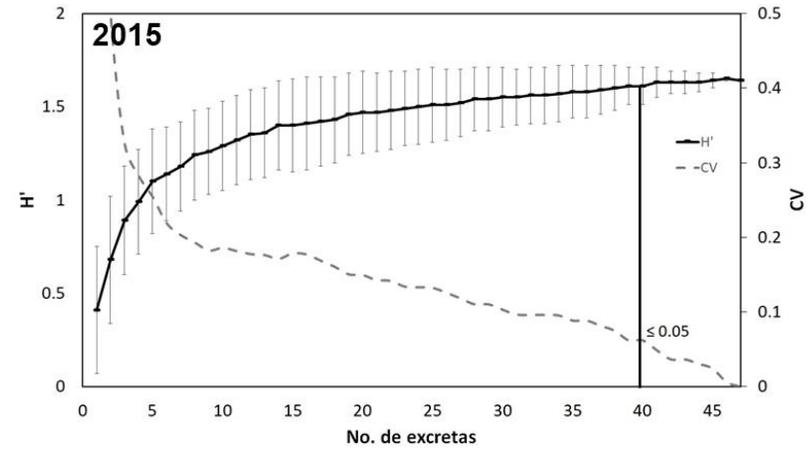
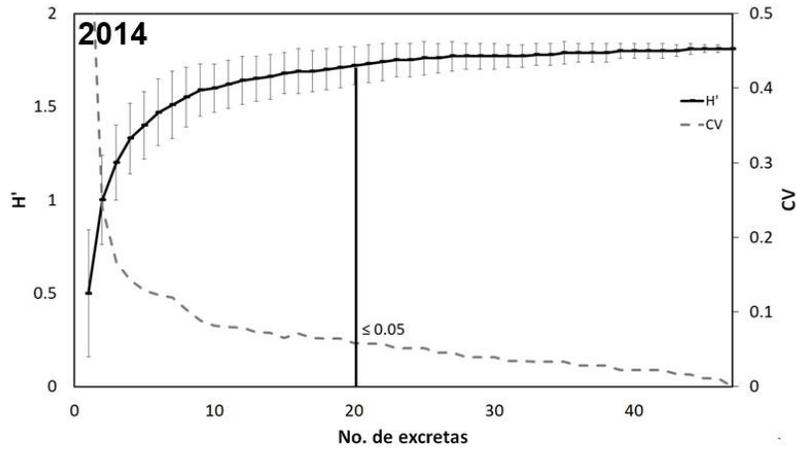
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, H. Wagner. 2020. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>
- Olesiuk, P.F. 1993. Annual prey consumption by harbor seals (*Phoca vitulina*) in the Strait of Georgia, British Columbia. *Fishery Bulletin*. 91:491-515.
- Orr, A.J., & J.T. Harvey. 2001. Quantifying errors associated with using faecal samples to determine the diet of the California sea lion (*Zalophus californianus*). *Canadian Journal of Zoology* .79:1080–1087.
- Pablo-Rodríguez, N. 2009. Amplitud, nivel y superposición trófica de los pinnípedos de Islas San Benito B.C. México. Tesis de Maestría, CICIMAR-IPN, La Paz, B.C.S., México.
- Páez-Rosas D. & D. Aurióles-Gamboa. 2010. Alimentary niche partitioning in the Galapagos sea lion, *Zalophus wolfebaeki*. *Marine Biology*, 157: 2769-2781.
- Pancost R.D., K.H. Freeman, S.G.Wakeham. & C.Y. Robertson. 1997. Controls on carbon isotope fractionation by diatoms in the Peru upwelling region. *Geochim Cosmochim Ac.* 61: 4983-4991.
- Peterson, W., Robert, M., Bond, N., 2015. The Warm Blob Continues to Dominate the Ecosystem of the Northern California Current. 23(2), 44.
- Pitcher, K.W. 1980. Stomach contents and feces as indicators of harbour seal, *Phoca vitulina*, foods in the Gulf of Alaska. *Fishery Bulletin*. 78(3):797-798.
- Porrás-Peters, H., D. Aurióles-Gamboa, V.H. Cruz-Escalona & P.L. Koch. 2008. Trophic level and overlap of sea lions (*Zalophus californianus*) in the Gulf of California, Mexico. *Marine Mammal Science*, 24(3): 554–576.
- R Development Core Team. 2008. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Retrieved 18 September 2013 from www.Rproject.org. ISBN 3 900051-07-0.

- Rau G.H., A.J. Mearns, D.R. Young, R.J. Olson, H.A. Schafer & I.R. Kaplan. 1983. Animal $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ correlates with trophic level in pelagic food webs. *Ecology*. 64(5): 1314-1318.
- Reesler, P. H., J. A. Holmes, G. U. Fleischer, R. E. Thomas, K.C. Cooke. 2007. Pacific Hake, *Merluccius productus*, Autecology: A time review. *Mar. Fish. Rev.* 69:1 -24.
- Reynolds, J. & S. Rommel. 1999. *Biology of marine mammals*. Smithsonian. E.U.A. 578 pp.
- Sánchez-Hernández, J., R. Vieira-Lanero, M.J. Servia & F. Cobo. 2011. Feeding habits of four sympatric fish species in the Iberian Peninsula: keys to understanding coexistence using prey traits. *Hydrobiologia*, 667(1): 119-132.
- Sánchez-Velasco, L., E. Beier, V. M. Godínez, E.D. Barton, E. Santamaría-del-Angel, S.P.A. Jiménez-Rosemberg & S.G. Marinone. 2017. Hydrographic and fish larvae distribution during the “Godzilla El Niño 2015–2016” in the northern end of the shallow oxygen minimum zone of the Eastern Tropical Pacific Ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 122 (3): 2156-2170.
- Sandoval-Sierra, J. 2016. Nicho isotópico de dos colonias de lobo marino de California (*Zalophus californianus*): Análisis de amplitud, uso de hábitat y la relación entre crías y adultos. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur, UABCS. 71 pp.
- Schell D.M., B.A. Barnett & K.A. Vinette. 1998. Carbon and nitrogen isotope ratios in zooplankton of the Bering, Chukchi and Beaufort Seas. *Mar. Ecol-Prog. Ser.* 162: 11-23.
- Shirasago-German, B., E.L. Perez-Lezama, E.A. Chavez & R. Garcia-Morales. 2015. Influence of El Niño-Southern Oscillation on the population structure of a sea lion breeding colony in the Gulf of California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 154: 69-76.

- Soto, K.H., A.W. Trites, & M. Arias-Schreiber. 2006. Changes in diet and maternal attendance of South American sea lions indicate changes in the marine environment and prey abundance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 312, 277–290.
- Szteren, D. & D. Aurióles-Gamboa. 2011. Ecological regionalization of *Zalophus californianus* rookeries, as a tool for conservation in the Gulf of California. *Ciencias Mar.* 37:349–68.
- Szteren, D., D. Aurióles. & L. Gerber. 2006. Population status and trends of the California Sea lion in the Gulf of California, Mexico. In: A. Trites, S. Atkinson, D. DeMaster, L. Fritz, T. Gelatt, L. Re and K. Wynne (eds), *Sea Lions of the World*, pp. 369-384. University of Alaska Fairbanks.
- Trenberth, K. E. 1997. The definition of El Niño. *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 78, 2771-2777.
- Trillmich K.A., D.P. Costa, R.L. Delong, S.D. Feldkamp, J.M. Francis, R.L. Centry, C.B. Heath, B.J. LeBoeuf, P. Majluf & A.E. York. 1991. The Effects of El Niño on Pinniped Populations in the Eastern Pacific. Springer. 247-270 pp.
- Trillmich, F. 1990. The behavioral ecology of maternal effort in fur seals and sea lions. *Behaviour*, 114(1-4), 3-20.
- Trites, A.W. & C.P. Donnelly. 2003. The decline of Steller sea lions *Eumetopias jubatus* in Alaska: a review of the nutritional stress hypothesis. *Mammal Rev.* 33 (1), 3–28.
- Sánchez-Velasco, L., E. Beier, V.M. Godínez, E.D. Barton, E. Santamaría-del-Angel, S.P.A. Jiménez-Rosemberg & SG Marinone. 2017. Hydrographic and fish larvae distribution during the “Godzilla El Niño 2015–2016” in the northern end of the shallow oxygen minimum zone of the Eastern Tropical Pacific Ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans.* 122 (3): 2156-2170.
- Wassenaar, L.I. 2019. Introduction to conducting stable isotope measurements for animal migration studies, 25-51. En: Hobson, K.A. & L.I. Wassenaar (eds.). *Tracking animal migration with stable isotopes*. 2do editions. Elsevier Inc.

- Weise, M. J. & Costa, D. P. 2007. Total body oxygen stores and physiological diving capacity of California sea lions as function of sex and age. *Journal of Experimental Biology* 210: 278-289.
- Weise, M.J. & Harvey, J.T. 2008. Temporal variability in ocean climate and California sea lion diet and biomass consumption: implications for fisheries resources and management. *Marine Ecology Progress Series* 373: 157-172.
- Weise, M.J., D.P. Costa. & R. Kudela. 2006. Movement and diving behavior of male California sea lion (*Zalophus californianus*) during anomalous oceanographic conditions of 2005 compared to those of 2004. *Geophysical Research Letters* 33 L22S10.
- White W.T., Platell M.E., Potter I.C. 2004. Comparisons between the diets of four abundant species of elasmobranchs in a subtropical embayment: Implications for resource partitioning. *Marine Biology* 144 (3): 439–448.
- Willott, S.J. 2001. Species accumulation curves and the measure of sampling effort. *Journal of applied ecology*, 38(2): 484-486.
- Wolf, G. A. 1984. Identification and estimation of size from the beaks of 18 species of cephalopods from the Pacific Ocean. *Nature Marine Fisheries. Serv. NOAA. Technical Report.* 17 p.
- Young, R.E. & Vecchione, M. 2013. Histioteuthidae Verrill, 1881. Version 03 November 2013 (under construction). In The Tree of Life Web Project, <http://tolweb.org/>.

ANEXOS



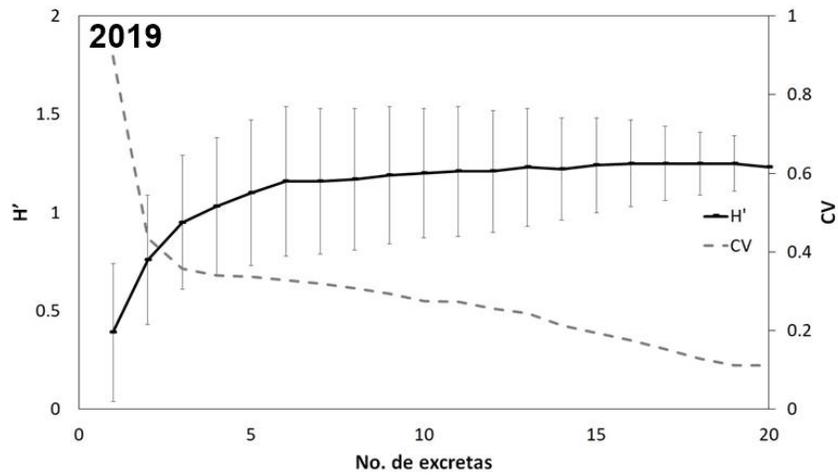


Figura 24. Curva de acumulación de las especies de las presas del LMC (*Zalophus californianus*) del ASB por año (2014-2019); H' = Diversidad de Shannon-Weaver; CV = coeficiente de variación.

