



**Centro de Investigación en Alimentación y
Desarrollo, A.C.**

**CARACTERIZACIÓN DEL DESTETE Y PRESENCIA DE
ELEMENTOS QUÍMICOS ESENCIALES Y TÓXICOS, EN
CRÍAS DEL ELEFANTE MARINO DEL NORTE (*Mirounga
angustirostris*) EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA ISLA
GUADALUPE**

Por:
Isai David Barba Acuña

TESIS APROBADA POR LA

COORDINACIÓN DE ASEGURAMIENTO DE CALIDAD Y APROVECHAMIENTO
SUSTENTABLE DE RECURSOS NATURALES

Como requisito parcial para obtener el grado de

MAESTRO EN CIENCIAS

APROBACIÓN

Los miembros del comité designado para la revisión de la tesis de Isai David Barba Acuña, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Maestría en Ciencias.



Dr. Juan Pablo Gallo Reynoso
Director de tesis



Dra. Jaqueline García Hernández
Integrante del comité de tesis



Dra. Stella Villegas-Amtmann
Integrante del comité de tesis



M.C. Germán Nepomuceno Leyva García
Integrante del comité de tesis

DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

La información generada en la tesis "Caracterización del Destete y Presencia de Eementos Químicos Esenciales y Tóxicos, en Crías del Elefante Marino del Norte (*Mirounga angustirostris*) en la Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe" es propiedad intelectual del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD). Se permiten y agradecen las citas breves del material contenido en esta tesis sin permiso especial del autor Isai David Barba Acuña, siempre y cuando se dé crédito correspondiente. Para la reproducción parcial o total de la tesis con fines académicos, se deberá contar con la autorización escrita de quien ocupe la titularidad de la Dirección General del CIAD.

La publicación en comunicaciones científicas o de divulgación popular de los datos contenidos en esta tesis, deberá dar los créditos al CIAD, previa autorización escrita del director(a) de tesis.



CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN
ALIMENTACIÓN Y DESARROLLO, A.C.
Coordinación de Programas Académicos

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Graciela Caire Juvera', written over a horizontal line.

Dra. Graciela Caire Juvera
Directora General

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (CONAHCYT), por la oportunidad y apoyo para realizar la Maestría en Ciencias en un Programa Nacional de Posgrados de Calidad.

Al Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD), por el apoyo recibido en mi formación académica y el desarrollo de mi tesis.

A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y a la Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe (RBIG) por el apoyo económico, además del soporte técnico y logístico para el desarrollo de esta tesis. Particularmente a la M.C. Marisol Torres Aguilar por todo el apoyo para el desarrollo de investigaciones con los pinnípedos en la Reserva. Agradezco a mis amig@s guardaparques y ex guardaparques de la isla, Donaxi Flores, Antonio Romero, Martín Cano y Daniel Martínez, quienes compartieron mucho de la gran labor que realizan o realizaron en la isla por años. Gracias por hacer divertidas y bonitas mis estancias en la Isla Guadalupe y en Ensenada. También agradezco al M.C. Ernesto Israel Popoca Arellano, último director de la Reserva, quién también ha apoyado el monitoreo de los pinnípedos en la Isla Guadalupe.

A la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) por los permisos de colecta científica otorgados (SGPA/DGVS/06869/15, SGPA/DGVS/12778/15 y SGPA/DGVS/007873/18) para poder realizar este proyecto de investigación.

Agradezco infinitamente al Dr. Juan Pablo Gallo Reynoso quien ha sido mi gran mentor y sensei a lo largo de mi vida académica, pero también un gran amigo y la persona con la que he explorado lugares mágicos a lo largo de ríos, montañas, mares e islas de México, en particular la Isla Guadalupe. Gracias por invitarme y mostrarme las maravillas de la Isla Guadalupe, por permitirme y motivarme para desarrollar el trabajo de campo de mi tesis, pero también colaborar en diversas investigaciones (tiburones blancos, elefantes marinos, lobos finos y hasta mariposas) en esta isla tan lejana del continente, pero tan cerca de nuestros corazones y siempre en nuestros recuerdos.

Agradezco a los integrantes del comité de tesis. Gracias a la Dra. Jaqueline García Hernández quien formó parte muy importante de esta tesis, al inducirme al maravilloso mundo de la ecotoxicología y por estar al pendiente de mi desarrollo científico. Dra. Stella Villegas gracias por las enseñanzas sobre los pinnípedos, en particular por todo lo que aprendí cuando instrumentamos con GPS a las hembras de elefante marino en la Isla Guadalupe, una de las experiencias más enriquecedoras y bonitas de mi vida, gracias Stella. Gracias al M.C. Germán Leyva por el tiempo y guía dedicado en esta etapa de mi formación académica y por las charlas amenas sobre fauna silvestre. También agradezco al Dr. Arturo Ramírez Valdez por la revisión y comentarios enriquecedores para mi tesis.

Agradezco a mis grandes amigos quienes me acompañaron a la Isla Guadalupe para realizar el trabajo de campo. Jaime Martínez (mi compa y hermano memín) gracias por los 4 meses que nos fuimos a vivir a la isla, tiempo de aventuras, reflexiones y experiencias. Por aquel abrazo que nos dimos al llegar a la playa que fue nuestro hogar por largos meses, por las partidas de ajedrez realizado con rocas y huesos de restos de animales que encontramos en las playas (quedamos empate, pero realicé el mejor jaque mate), por las aventuras capturando langostas y peces, por las caminatas que hacíamos al bosque. Gracias por aquél último pedazo de chocolate que compartiste conmigo.

También agradezco a mi amigo Sergio, quien por un mes formó parte de una de las expediciones, nos llenaste de alegría el trabajo de campo. Durante la segunda expedición agradezco a mi amigo y colega José Ángel Ortega, por todo el trabajo de campo, las navegadas alrededor de “La Lupita” y por tu siempre buena vibra, por acompañarme a la isla a capturar y etiquetar lobos finos y lobos marinos, por crecer juntos académicamente. A Daniel Martínez por los juegos de cartas observando harems de elefantes marinos. A los elefantes marinos: huevazo, cara partida, tanque, güera, siddhartha. Al Grupo de Ecología y Conservación de Islas (GECI), en especial a la Dra. Luciana Mendoza y al Dr. Julio Hernández, por el apoyo y sus siempre sonrisas y pasión por la Isla Guadalupe, toda mi admiración por la gran labor que realizan de restauración y conservación.

Agradezco a mi amiga, mi compañera de vida, por siempre alentarme a ser mejor persona, por tus enseñanzas, tú tiempo y tú apoyo en esta etapa de mi vida. Muchas gracias por todo Cyndy.

DEDICATORIA

Esta investigación se la dedico a mi madre, quién a lo largo de la vida me ha apoyado en mis retos y sueños. A mis hermanas y sobrin@s quienes me alegraban en cada momento de esta etapa de mi vida.

Dedico este trabajo de investigación a un gran amigo de la Isla Guadalupe, Raúl Urías, que descanse en paz.

*Despertar en el comienzo del diluvio,
aquel que derrumba montañas rojizas.
Contemplar el sonido del agua, de la vida.
Arena de infinidades y tiempos geológicos,
obscuridad que llena de luz el tiempo.
Latitud de gran altitud, latiendo, moviéndose.
El rugir del oleaje al compás del sonido
de los elefantes marinos, vibraciones,
entropía y sentido, silencio simétrico.
Gotas que cierran y abren ciclos.
Guarida de lobos, isla majestuosa,
exploraciones y pasiones.*

20 de diciembre de 2015.

Campo norte de la Isla Guadalupe. Isai Barba.

CONTENIDO

APROBACIÓN	2
DECLARACIÓN INSTITUCIONAL	3
AGRADECIMIENTOS	4
DEDICATORIA	6
CONTENIDO	7
LISTA DE FIGURAS	9
LISTA DE CUADROS	11
RESUMEN	12
ABSTRACT	13
1. INTRODUCCIÓN	14
2. ANTECEDENTES	16
2.1. Destete en Pinnípedos y Elefantes Marinos.....	16
2.2. Efectos de El Niño en Pinnípedos.....	17
2.3. Elementos Químicos en el Pelo de los Pinnípedos.....	19
3. HIPÓTESIS	23
4. OBJETIVOS	24
4.1. Objetivo General.....	24
4.2. Objetivos Específicos.....	24
5. MATERIALES Y MÉTODOS	25
5.1. Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe.....	25
5.2. Caracterización del Destete.....	26
5.3. Caracterización de la Temperatura Superficial del Mar.....	27
5.4. Concentración de Elementos Químicos.....	28
5.4.1. Control de Calidad.....	30
5.5. Análisis Estadístico.....	31
6. RESULTADOS	32
6.1. Caracterización del Destete.....	32
6.1.1. Longitud y Masa Corporal en Relación con el Sexo.....	33
6.1.2. Longitud y Masa Corporal en Relación con el Año.....	34
6.1.3. Relación Entre la Longitud y la Masa Corporal.....	36
6.2. Temperatura Superficial del Mar.....	37
6.3. Concentración de Elementos Químicos.....	39
6.3.1. Elementos Esenciales: Cu, Zn y Se.....	40
6.3.2. Elementos Tóxicos: Pb, Hg y Cd.....	40
6.3.3. Elementos Químicos en Relación con el Sexo.....	41
6.3.4. Elementos Químicos en Relación con el Año.....	43

CONTENIDO (continuación)

6.3.5. Correlación Entre Elementos Químicos, Longitud y Masa Corporal.....	45
7. DISCUSIÓN	46
7.1. Caracterización del Destete.....	46
7.2. Elementos Esenciales: Cu, Zn y Se.....	48
7.3. Elementos Tóxicos: Pb, Hg y Cd.....	50
7.4. Elementos Químicos en Relación con el Sexo.....	52
7.5. Elementos Químicos en Relación con el Año.....	54
7.6. Correlación Entre Elementos Químicos, Longitud y Masa Corporal.....	55
8. CONCLUSIONES	56
9. RECOMENDACIONES	57
10. REFERENCIAS	58

LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1	Harem de elefante marino del norte, nótese el gran dimorfismo sexual. Se observa la presencia de crías lactantes y crías destetadas (crías solas al fondo). Isla Guadalupe. 20 de febrero de 2019. Foto Isai Barba Acuña.....	17
2	a) Colonias de elefante marinos del norte: 1) Guadalupe, 2) Castle Rock, 3) Point Reyes, 4) Farallon, 5) Año Nuevo, 6) San Martín, 7) Piedras Blancas, 8) Point Conception, 9) San Miguel, 10) Santa Rosa, 11) San Nicolás 12) Santa Bárbara 13) San Clemente, 14) Coronados, 15) Todos Santos, 16) San Martín, 17) San Jerónimo, 18) San Benito, 19) Cedros, 20) Natividad. b) Ubicación de Campo Norte en la Isla Guadalupe.....	25
3	Pesaje de una cría destetada de elefante marino del norte, en febrero de 2019 en la RBIG. Foto José Ángel Ortega.....	26
4	Etiquetas B1136-B1137 colocadas a una cría destetada de elefante marino del norte, en febrero de 2019 en la RBIG. Foto Isai Barba Acuña.....	27
5	a) Viajes de alimentación de hembras del elefante marino del norte marcadas con registradores de buceo y localización satelital en la Isla Guadalupe (Gallo-Reynoso <i>et al.</i> , 2018). b) Caracterización de la temperatura superficial del mar, de la zona del Océano Pacífico Nororiental, donde se alimentan las hembras.....	28
6	Cría con etiquetas B1192-B1193, en febrero de 2019 en la Isla Guadalupe. Se observa la zona de la región dorsal, donde se colectaron las muestras de pelo. Foto Isai Barba Acuña.....	28
7	a) Limpieza de muestras de pelo en vasos de precipitado colocados en un limpiador ultrasónico. b) Horno a 45 °C. c) Pesaje de muestras. d) Proceso de agregar ácido nítrico para realizar digestión. e) Digestión en el microondas. f) Aforado de muestras. Fotos Isai Barba Acuña.....	29
8	Equipo de voltamperometría de redisolución anódica 797 VA Computrace, Methrom®. Foto Isai Barba Acuña.....	30
9	Longitud estándar (cm) por sexo de crías destetadas de elefante marino del norte en la Isla Guadalupe (combinando años, 2016 y 2019). El punto rojo representa la media.....	33
10	Masa corporal (kg) por sexo de crías destetadas de elefante marino del norte en la Isla Guadalupe (combinando años, 2016 y 2019). El punto rojo representa la media.....	34
11	Longitud estándar (cm) de las crías hembras y machos destetadas de elefante marino del norte en la Isla Guadalupe, durante 2016 y 2019. El punto rojo representa la media.....	35

LISTA DE FIGURAS (continuación)

Figura		Página
12	Masa corporal (kg) de las crías hembras y machos destetadas de elefante marino del norte en la Isla Guadalupe, durante 2016 y 2019. El punto rojo representa la media.....	36
13	Relación longitud-masa corporal en las crías destetadas de elefante marino del norte en la Isla Guadalupe.....	36
14	Temperatura superficial del mar (TSM), de mayo a diciembre de 2015 y 2018, de la zona del Pacífico nororiental dónde se alimentan las hembras de elefante marino del norte de la Isla Guadalupe.....	38
15	Temperatura superficial del mar (°C), de mayo a diciembre de 2015, en la zona del Pacífico nororiental dónde se alimentan las hembras de elefante marino del norte de la Isla Guadalupe.....	38
16	Temperatura superficial del mar (°C), de mayo a diciembre de 2018, en la zona del Pacífico nororiental dónde se alimentan las hembras de elefante marino del norte de la Isla Guadalupe.....	39
17	Concentración (µg/g) de los elementos esenciales, en pelo de crías destetadas hembras y machos del elefante marino del norte en la Isla Guadalupe durante los años 2016 y 2019.....	40
18	Concentración (µg/g) de los elementos tóxicos, en pelo de crías hembras y machos destetadas del elefante marino del norte en la Isla Guadalupe durante los años 2016 y 2019.....	41
19	Concentración (µg/g) de elementos químicos esenciales (Cu, Zn y Se) y tóxicos (Pb, Hg y Cd), en crías destetadas hembras y machos del elefante marino del norte en la Isla Guadalupe (combinando años, 2016 y 2019).....	42
20	Concentración (µg/g) de elementos químicos esenciales (Cu, Zn y Se) y tóxicos (Pb, Hg y Cd), en crías destetadas del elefante marino del norte en la Isla Guadalupe, durante 2016 y 2019 (combinando sexos).....	44
21	Matriz de correlación de la longitud, masa corporal y seis elementos químicos (Hg, Pb, Cd, Cu, Zn, Se). Los colores de las letras indican el valor de r. Las casillas con X no son significativas (p> 0.05), las casillas sin X son correlaciones significativas (p< 0.05). Azul: directamente proporcional. Rojo: inversamente proporcional.....	45

LISTA DE CUADROS

Cuadro		Página
1	Longitud corporal (cm) [promedio \pm desviación estándar (rango)] de crías destetadas del elefante marino del norte en la Isla Guadalupe.....	32
2	Masa corporal (kg) [promedio \pm desviación estándar (rango)] de crías destetadas del elefante marino del norte en la Isla Guadalupe.....	32
3	Temperatura superficial del mar (TSM), de mayo a diciembre de 2015 y de 2018, de la zona del Pacífico nororiental dónde se alimentan las hembras de elefante marino del norte de la Isla Guadalupe.....	37
4	Comparación de la concentración ($\mu\text{g/g}$) de elementos químicos entre sexos de las crías destetadas de elefante marino del norte (combinando años, 2016 y 2019). Elementos con diferencias significativas ($p < 0.05$) entre sexos está en negritas.....	42
5	Comparación de la concentración ($\mu\text{g/g}$) de elementos químicos entre años en las crías destetadas (combinando sexos) de elefante marino del norte. Elementos con diferencias significativas ($p < 0.05$) entre años están en negrita.....	44

RESUMEN

La población del elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*) en la Isla Guadalupe está disminuyendo. Esta especie se alimenta en el Océano Pacífico Nororiental, donde la temperatura superficial del mar se ve afectada por El Niño. Este evento climático oceanográfico puede impactar la condición corporal de las crías al disminuir la disponibilidad de presas para las hembras adultas. El alto nivel trófico de este pinnípedo lo hace susceptible a la bioacumulación de elementos químicos esenciales y/o tóxicos. Durante los inviernos de 2016 (n= 56) y 2019 (n= 37) se capturaron 93 crías recién destetadas, a las cuales se les midió la longitud y la masa corporal. Además, se colectó pelo, el cual fue analizado mediante voltamperometría de redisolución anódica para conocer las concentraciones de elementos químicos esenciales y/o tóxicos. La longitud corporal no tuvo diferencias significativas entre sexos (años combinados) ($p= 0.28$) (hembras= 158.9 ± 6.6 cm; machos= 157.4 ± 6.1 cm) o entre años (sexos combinados) ($p= 0.07$) (2016= 157.0 ± 6.9 cm; 2019= 159.4 ± 5.1 cm). La masa corporal tampoco difirió significativamente entre sexos (años combinados) ($p= 0.73$) (hembras= 116.1 ± 14.0 kg; machos= 115.0 ± 15.8 kg) o entre años (sexos combinados) ($p= 0.19$) (2016= 113.8 ± 16.7 kg; 2019= 117.7 ± 12.1 kg). Sin embargo, la masa corporal fue menor en 2016 comparado con 2019, cuando fue mayor la temperatura superficial del mar en la zona del Océano Pacífico Nororiental en los meses de mayo a diciembre, cuando ahí se alimentan las hembras adultas de la Isla Guadalupe (2015= 17.6 ± 4.7 °C; 2018= 17.0 ± 4.5 °C). Las concentraciones de los elementos químicos siguieron el siguiente orden (sexos y años combinados): Zinc (122.9 ± 34.8 µg/g) > Mercurio (15 ± 6.8 µg/g) > Cobre (6.1 ± 5.7 µg/g) > Selenio (4.7 ± 4.1 µg/g) > Plomo (3.8 ± 3.6 µg/g) > Cadmio (0.02 ± 0.05 µg/g). El Plomo presentó diferencias significativas entre los sexos ($p= 0.02$), siendo mayor la concentración en las hembras (5.1 ± 4.4 µg/g) comparado con los machos (3.1 ± 2.8 µg/g). El Selenio presentó diferencias significativas entre años ($p < 0.05$) con mayores concentraciones en el 2016 (6.6 ± 4.4 µg/g) comparado con el 2019 (1.9 ± 1.0 µg/g). El pelo de las crías destetadas es indicador de la exposición a elementos tóxicos por parte de las hembras del elefante marino del norte durante su viaje de alimentación previo a la temporada reproductiva, siendo la muda del pelo de las crías destetadas un mecanismo para la desintoxicación.

Palabras clave: Isla Guadalupe, pinnípedo, destete, elementos esenciales, elementos tóxicos

ABSTRACT

The population of the northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) on Guadalupe Island is declining. This species feeds in the northeastern Pacific Ocean, where El Niño affects sea surface temperature. This climatic-oceanographic event may impact the body condition of the pups by decreasing the availability of prey for adult females. The high trophic level of this pinniped makes it susceptible to bioaccumulation of essential and/or toxic chemicals. During the winter of 2016 (n= 56) and 2019 (n=37), 93 recently weaned pups were captured, their length and body mass were measured. Fur was also collected and analyzed by anodic stripping voltammetry to determine the concentrations of essential and/or toxic chemical elements. Body length had no significant differences with respect to sex (years combined) ($p= 0.28$) (females= 158.9 ± 6.6 cm; males= 157.4 ± 6.1 cm) or between years (sexes combined) ($p= 0.07$) (2016= 157.0 ± 6.9 cm; 2019= 159.4 ± 5.1 cm). Similarly, body mass did not differ significantly between sexes (years combined) ($p= 0.73$) (females= 116.1 ± 14.0 kg; males= 115.0 ± 15.8 kg) or between years (sexes combined) ($p= 0.19$) (2016= 113.8 ± 16.7 kg; 2019= 117.7 ± 12.1 kg). However, the body mass was lower in 2016 compared to 2019, coinciding with higher sea surface temperatures in the northeastern Pacific Ocean from May to December, when adult females of Guadalupe Island forage at that location (2015= 17.6 ± 4.7 °C; 2018= 17.0 ± 4.5 °C). The chemical elements concentrations were as follows (sexes and years combined): Zinc (122.9 ± 34.8 µg/g) > Mercury (15 ± 6.8 µg/g) > Copper (6.1 ± 5.7 µg/g) > Selenium (4.7 ± 4.1 µg/g) > Lead (3.8 ± 3.6 µg/g) > Cadmium (0.02 ± 0.05 µg/g). Lead was the only element with differences between the sexes ($p = 0.02$), the concentration being higher in females (5.1 ± 4.4 µg/g) compared to males (3.1 ± 2.8 µg/g). Selenium presented significant differences between years ($p < 0.05$) with higher concentrations in 2016 (6.6 ± 4.4 µg/g) compared to 2019 (1.9 ± 1.0 µg/g). The fur of weaned pups is an indicator of female northern elephant seals' exposure to toxic elements during their foraging trip before the reproductive season. Fur molting by weaned pups is an important detoxifying mechanism.

Keywords: Guadalupe Island, pinniped, weaning, essential elements, toxic elements

1. INTRODUCCIÓN

Los pinnípedos son carnívoros de alto nivel trófico en los ecosistemas marinos, vulnerables a los cambios ambientales y a la acumulación de contaminantes (Gálvez *et al.*, 2020; Taylor *et al.*, 2022). Entre las principales amenazas que tienen los pinnípedos se encuentran la interacción con las pesquerías, la contaminación del ambiente y el cambio climático (Kovacs *et al.*, 2012). Algunas poblaciones han declinado debido a anomalías oceanográficas que impactan la disponibilidad de presas, con efectos en la condición corporal y en la dinámica poblacional (Calkins *et al.*, 1998; Clausius *et al.*, 2017). También se ha asociado la disminución poblacional, con la presencia de contaminantes (Barron *et al.*, 2003; Rea *et al.*, 2013). Además, las especies de pinnípedos que fueron objeto de intensa cacería han experimentado cuellos de botella genéticos, reduciendo la variabilidad genética y por lo mismo ha reducido la capacidad de estas especies para responder a los cambios ambientales y a la presencia de los elementos tóxicos que pueden tener un impacto en su salud.

El elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*) fue intensamente cazado en el siglo XIX, lo que provocó un declive poblacional a lo largo de su distribución y una pérdida de variabilidad genética (Abadía-Cardoso *et al.*, 2017). Incluso este pinnípedo fue considerado extinto en tres ocasiones en el siglo XIX, sin embargo, en 1892 en la Isla Guadalupe, se observaron 9 individuos y posteriormente en 1922 se registraron 264 elefantes marinos (Anthony, 1924). Desde entonces y de esta remota isla la especie ha repoblado la mayor parte de sus áreas de distribución histórica (Levy, 2022; Lowry *et al.*, 2014). Actualmente este pinnípedo se distribuye en costas e islas de California, E.U.A. y en las islas de la costa occidental de la Península de Baja California, México; en las playas de estas regiones la especie se reproduce y nacen las crías, mientras que se alimentan en la zona pelágica y mesopelágica del Océano Pacífico Nororiental (Gallo-Reynoso *et al.*, 2018; Keates *et al.*, 2022).

Las zonas de alimentación del elefante marino del norte se ven impactadas por fenómenos climático-oceanográficos como El Niño Oscilación del Sur (ENOS) y “La Mancha” (“The Blob”) (Cavole *et al.*, 2017; Gálvez *et al.*, 2020; Holser *et al.*, 2022). El Niño es una fase cálida en el

océano Pacífico tropical, considerada una de las perturbaciones naturales más fuertes de los ecosistemas marinos, en donde se incrementa la temperatura superficial del mar (TSM). El cambio climático también aumenta la temperatura superficial del mar, la exposición y bioacumulación de contaminantes en los organismos marinos (Alava *et al.*, 2018). El elefante marino del norte al ser depredador de alto nivel trófico (Keates *et al.*, 2022), puede acumular concentraciones potencialmente elevadas de mercurio y otros elementos tóxicos (Aquino-Baleytó, 2016; Muntaner-López *et al.*, 2023). Con eventos de El Niño de mayor intensidad predichos para el futuro, es necesario entender el impacto de este fenómeno en la ecología y salud de los pinnípedos (Holser *et al.*, 2023; Kooyomjian *et al.*, 2022a).

En México el elefante marino del norte está catalogado como especie amenazada según la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. El incremento de la temperatura superficial del mar y la bioacumulación de contaminantes podrían estar impactando la salud de los individuos de elefante marino del norte, afectando el tamaño poblacional de la colonia reproductiva la cual se encuentra disminuyendo en la Isla Guadalupe (Gallo-Reynoso *et al.*, 2005; García-Aguilar *et al.*, 2018). Por lo tanto, en esta investigación se pretende conocer el grado de afectación que los cambios climáticos oceanográficos como el evento de El Niño en 2015-2016 y en 2018-2019 puedan tener sobre la etapa crucial del destete, por lo que se caracteriza la longitud y la masa corporal de las crías destetadas en la Isla Guadalupe durante estos eventos de El Niño. Se describe la temperatura superficial del mar en el Océano Pacífico Nororiental dónde se alimentan las hembras (Gallo-Reynoso *et al.*, 2018), a efecto de conocer si hay una relación entre la alimentación de las hembras durante estos eventos y las características medidas en sus crías. También se evalúa la presencia de elementos esenciales y tóxicos en el pelo de estas crías destetadas, para generar una línea base de las concentraciones de los elementos químicos en esta etapa temprana de las crías (CONANP, 2023; Gallo-Reynoso *et al.*, 2005).

2. ANTECEDENTES

2.1. Destete en Pinnípedos y Elefantes Marinos

Los pinnípedos están adaptados para la crianza en tierra en su etapa perinatal y la alimentación en el mar en etapas posteriores y presentan distintas estrategias de atención materna (Schulz y Bowen, 2004; Trillmich y Weissing, 2006). El destete ocurre cuando se termina la lactancia y las crías son rechazadas por su madre al querer seguir amamantando (Ruiz-Mar, 2016). En los otáridos las hembras combinan períodos de alimentación intensiva en el mar, con estancias en tierra para amamantar a las crías, lo que se prolonga usualmente por 9-12 meses hasta el destete (Gallo-Reynoso *et al.*, 2008; Villegas-Amtmann *et al.*, 2011). En los fócidos las hembras se alimentan intensivamente antes del período de lactancia, que por lo general es de corta duración, en estas especies las crías aumentan rápidamente su masa corporal antes del destete (Le Boeuf *et al.*, 2019; Muelbert *et al.*, 2003).

El elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*) tiene un marcado dimorfismo sexual (Figura 1) (Deutsch *et al.*, 1994), y su destete es uno de los más rápidos entre los carnívoros, la lactancia dura alrededor de 26 ± 2.1 días (Salogni *et al.*, 2019). El ciclo anual, comprende desde el inicio de la temporada reproductiva en otoño-invierno (diciembre-febrero) con la llegada de los machos y hembras adultas a las distintas playas de la costa e islas de la Península de Baja California y California; una vez establecidos los harems, las hembras paren a una sola cría alrededor de una semana después de arribar a las playas (Condit *et al.*, 2021). Al finalizar la lactancia las hembras realizan su primer viaje de alimentación, que tiene una duración de alrededor de dos meses (de febrero a abril) en aguas del Pacífico Nororiental, regresando a los mismos sitios de reproducción, para mudar su pelaje (de marzo a mayo). Posteriormente realizan su segundo viaje de alimentación de aproximadamente ocho meses (de mayo a diciembre), antes de regresar de nuevo a las colonias para la reproducción y crianza el siguiente otoño-invierno (Le Boeuf *et al.*, 2000; Robinson *et al.*, 2012).



Figura 1. Harem de elefante marino del norte, nótese el gran dimorfismo sexual. Se observa la presencia de crías lactantes y crías destetadas (crías solas al fondo). Isla Guadalupe. 20 de febrero de 2019. Foto Isai Barba Acuña.

Las crías del elefante marino del norte, desde el nacimiento hasta el destete se alimentan exclusivamente de leche que es producida a partir de las reservas de grasa del cuerpo materno, a su vez, la inversión materna en alimentar a la cría está limitada por los recursos adquiridos en su viaje de alimentación intensiva previo al parto (Hooper *et al.*, 2019). Una vez destetadas, las crías de elefante marino del norte no son capaces de alimentarse de forma independiente y dependen de las reservas de lípidos acumuladas en su cuerpo durante el amamantamiento para obtener energía mientras ayunan en tierra. Al término del ayuno comienzan a desarrollarse las habilidades de natación y buceo, que van entrenando en la zona intermareal mientras ayunan (Noren *et al.*, 2003).

2.2. Efectos de El Niño en Pinnípedos

El Niño es un fenómeno climático oceanográfico relacionado con el calentamiento del Pacífico oriental ecuatorial. Consiste en una fase cálida en el Pacífico ecuatorial que aumenta la temperatura superficial del mar y disminuye la productividad primaria, deprime la termoclina y la llegada de

nutrientes a la zona fótica (Rodríguez-Martínez, 2017), por lo que los recursos de los cuales se alimentan los pinnípedos disminuyen sensiblemente. Los pinnípedos son vulnerables a eventos de El Niño, ya que impactan la abundancia de sus presas y disminuye el flujo de energía en los ecosistemas (Páez-Rosas *et al.*, 2021), lo que conlleva dificultades para encontrar el alimento suficiente para sobrevivir. Este evento climático tiene efectos en el comportamiento, la ecología trófica, en la estructura o abundancia poblacional y en la condición corporal de las crías; además, es probable que afecte la tasa de acumulación de elementos químicos en pinnípedos al ocurrir cambios en las presas consumidas.

En el lobo marino de California (*Zalophus californianus*) en California, E.U., específicamente en la Isla San Miguel durante El Niño de 1993, las hembras lactantes, viajaron más lejos de la colonia, pasaron más tiempo en sus viajes de alimentación y realizaron inmersiones más profundas y prolongadas que durante las condiciones neutrales, es decir sin El Niño durante 1996 (Melin *et al.*, 2008). De igual manera, durante condiciones neutrales de 2003-2004, en Monterey, California, los machos subadultos y adultos de esta especie, se alimentaron sobre la plataforma continental durante viajes cortos, mientras que durante condiciones de El Niño en 2004-2005, pasaron más tiempo en el mar, viajando más lejos y sumergiéndose más profundo (Weise *et al.*, 2006). En la Isla Año Nuevo, durante El Niño de 2014-2016, se documentó que los juveniles de esta especie sufrieron estrés crónico debido a las anomalías oceanográficas, causantes de limitaciones nutricionales, lo que sugiere que requieren de mayores recursos energéticos como resultado de una mayor actividad de alimentación durante condiciones subóptimas como son las de los eventos El Niño (DeRango *et al.*, 2019).

En el Archipiélago de las Galápagos el lobo marino de Galápagos (*Zalophus wolfebaeki*) exhibió flexibilidad trófica durante El Niño de 2014-2016, con diferencias tróficas interanuales, evidenciando una respuesta a condiciones ambientales anómalas, que incluyeron la reducción del nicho de alimentación y el aumento del consumo de presas bentónicas en 2015 (Páez-Rosas *et al.*, 2020). En estas islas durante el 2015 existió una disminución de las poblaciones del lobo marino de Galápagos (*Zalophus wolfebaeki*) y del lobo fino de Galápagos (*Arctocephalus galapagoensis*) asociado al evento de El Niño de 2014-2016 (Páez-Rosas *et al.*, 2021). Anteriormente, en Perú las poblaciones del lobo fino sudamericano (*Arctocephalus australis*) y del lobo marino sudamericano

(*Otaria byronia*) disminuyeron como resultado de la baja disponibilidad de alimento durante el Niño de 1997-1998 (De Oliveira *et al.*, 2009; De Oliveira *et al.*, 2012).

También se ha observado una reducción en el crecimiento y la condición de las crías para algunas especies de pinnípedos durante eventos de El Niño. La masa corporal y la condición de las crías del lobo fino de Nueva Zelanda (*Arctocephalus forsteri*) en colonias de la península de Banks en Nueva Zelanda, disminuyeron durante el Niño de 2003 (Boren *et al.*, 2006). En la Isla “King George” en la Antártida se realizó un estudio por 10 años (1985-1994), en el que se encontró que la masa corporal al destete de los elefantes marinos del sur (*Mirounga leonina*) era mayor durante años de “La Niña” y menor durante años de “El Niño” (Vergani *et al.*, 2001).

Durante los eventos de El Niño también se ha reportado un incremento en las concentraciones de elementos químicos en diversos tejidos y órganos de los pinnípedos (Kooyomjian *et al.*, 2022a; Murillo-Cisneros *et al.*, 2022). Las concentraciones de elementos como el Aluminio (Al), Arsénico (As), Cobre (Cu) y Manganeso (Mn) en suero de dos especies de pinnípedos (*A. australis* y *Otaria byronia*) en Punta San Juan, Perú, de 2011 a 2019, fueron significativamente más altas durante los años de El Niño en comparación con los años de La Niña (Kooyomjian *et al.*, 2022a). También se encontraron variaciones interanuales de Mercurio (Hg) en el pelo de crías de foca común (*Phoca vitulina*) encontradas varadas a lo largo de la costa de California y que fueron influenciados por El Niño de 2013 a 2016 (Murillo-Cisneros *et al.*, 2022).

2.3. Elementos Químicos en el Pelo de los Pinnípedos

Los elementos químicos tienen fuentes tanto naturales como antropogénicas. La mayoría de los elementos están presentes en la corteza terrestre y entran al ambiente marino a través de la erosión, erupciones volcánicas y otros procesos naturales. Sin embargo, también se introducen muchos elementos en este entorno a través de actividades antropogénicas (Weijs y Zaccaroni, 2016). Los “elementos esenciales” en los tejidos de los seres vivos cumplen funciones indispensables para el mantenimiento, el crecimiento, el metabolismo y la reproducción. En este grupo se incluyen el Zinc

(Zn), el Cobre (Cu) y el Selenio (Se) (Costello *et al.*, 2011; Gaier *et al.*, 2013; Zwolak y Zaporowska, 2012). Existen otros “elementos no esenciales” que incluso pueden ser tóxicos a concentraciones muy bajas, tales como el Plomo (Pb), Mercurio (Hg) o el Cadmio (Cd) (Weijs y Zaccaroni, 2016; Yang *et al.*, 2020). En los mamíferos se han descrito algunas funciones de los elementos esenciales y los efectos de los elementos no esenciales en los organismos, como veremos a continuación.

El Cu en los mamíferos está involucrado en la formación y mineralización ósea y la queratinización del pelo (Ciosek *et al.*, 2023). Los iones de cobre son cofactores indispensables de las cuproenzimas, en todos los organismos aeróbicos juegan un papel crucial en la respiración (Skvortsov *et al.*, 2023). El Cu es un elemento importante en el sistema nervioso central y en las sinapsis neuronales en el cerebro (Gaier *et al.*, 2013).

El Zn es un componente que forma parte de las hormonas y enzimas, puede tener un rol catalítico, estructural o regulador. Participa en el metabolismo de carbohidratos o en la síntesis de ácidos nucleicos y proteínas (Skibniewska *et al.*, 2011). Este elemento regula la progresión meiótica en los ovocitos de los mamíferos (Bernhardt *et al.*, 2012). También cumple un papel importante en los factores de transcripción para la regulación génica y como agente de señalización intracelular (Costello *et al.*, 2011; Jackson *et al.*, 2008).

El Se es un elemento esencial para los mamíferos. A través de las selenoproteínas, este elemento participa en diversos procesos biológicos como defensa antioxidante, producción de hormona tiroidea y respuestas inmunitarias (Zwolak y Zaporowska, 2012), también regula los niveles de estrés oxidativo y participa en la síntesis de ADN (Chung *et al.*, 2020) y en la espermatogénesis (Boitani y Puglisi, 2008; Qazi *et al.*, 2019). Este elemento tiene un efecto antagónico natural sobre el Hg (Belmonte *et al.*, 2021).

El Hg es un elemento que provoca efectos nocivos en la capacidad de los animales para mantener la homeostasis (hormonas tiroideas), combatir patógenos y enfermedades (sistema inmune) y tener una reproducción exitosa (sistema endocrino) (Peterson *et al.*, 2023). La exposición al Hg puede afectar las funciones inmunitarias, como la proliferación de linfocitos y la expresión de citoquinas

(Levin *et al.*, 2020). También este elemento puede ejercer un efecto neurotóxico y perjudicar la función cerebral (López-Berenguer *et al.*, 2020). Otros efectos tóxicos del Hg pueden provocar la interrupción del sistema antioxidante, la transducción de señales, la actividad de proteínas y/o enzimas y la regulación de genes (Yang *et al.*, 2020).

El Pb es un elemento que reduce la motilidad de los espermatozoides (Alyami *et al.*, 2023), también puede contribuir a la disfunción pulmonar a través de la pérdida del equilibrio redox y la inflamación (Owumi *et al.*, 2023). Además, este elemento induce nefrotoxicidad con alteraciones significativas en la estructura y función renal, a través de alteraciones oxidativas, inflamación y apoptosis (Albarakati *et al.*, 2020). Asimismo, induce daño en el ADN, incluido el daño oxidativo en los leucocitos (Dobrakowski *et al.*, 2017).

El Cd causa daño oxidativo en el ADN (Dally y Hartwig, 1997). También causa alteración de la homeostasis del calcio, zinc y hierro (Martelli *et al.*, 2006). Además, causa daño a los testículos (túbulos seminíferos) e interrumpe la espermatogénesis (Zhu *et al.*, 2020). Este elemento tiene efectos en la modulación de la expresión génica y la transducción de señales neuronales (Waisberg *et al.*, 2003).

En las últimas décadas se ha incrementado la investigación sobre las funciones de algunos elementos esenciales o efectos de elementos no esenciales en los seres vivos. Sin embargo, existe una brecha en el conocimiento sobre la concentración de los elementos químicos por medio de los cuales se alcanza la homeostasis en tejidos y fluidos o la concentración a la que pueden ser tóxicos en los mamíferos (McHuron *et al.*, 2019; Weijs y Zaccaroni, 2016). Los pinnípedos tienen el potencial de acumular elementos en sus tejidos debido a su alta posición en la cadena trófica (De María *et al.*, 2021; Peterson *et al.*, 2015). Sin embargo, se desconocen las concentraciones de elementos químicos en diversos tejidos y órganos de los pinnípedos. Por lo tanto, es necesario determinar los valores de referencia para la evaluación de la salud de las poblaciones de pinnípedos y otros mamíferos silvestres.

Se han utilizado varios tejidos y órganos para evaluar las concentraciones de elementos químicos en este grupo de los carnívoros, en la sangre (Puchades *et al.*, 2022; Taylor *et al.*, 2022), en el

hígado, el riñón o el corazón (Ashley *et al.*, 2020; Baraj *et al.*, 2009), en heces (Toro-Valdivieso *et al.*, 2023), en las vibrisas (Kooyomjian *et al.*, 2022a), en los dientes (De María *et al.*, 2021), en la bula timpánica (Szteren y Aurióles-Gamboa, 2013) y de manera menos invasiva y fácil de obtener, en el pelo (Elorriaga-Verplancken y Aurióles-Gamboa, 2008; Murillo-Cisneros *et al.*, 2022). El pelo en las crías de los pinnípedos se puede utilizar para representar el registro de la exposición del feto en desarrollo a los elementos tóxicos, a medida que crece el lanugo en el útero y también refleja la dieta materna mientras esta se alimenta durante la gestación (Kehrig *et al.*, 2022).

En México se han realizado algunos estudios para determinar las concentraciones de elementos químicos en el pelo de los pinnípedos, como los estudios realizados con el lobo marino de California (*Zalophus californianus*) en islas del Golfo de California y en islas de la costa occidental de la península de Baja California (Elorriaga-Verplancken y Aurióles-Gamboa, 2008; Fernández-Robledo *et al.*, 2022; Sicairos-Avitia, 2003), con el lobo fino de Guadalupe (*Arctocephalus townsendi*) y elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*) en la Isla Guadalupe (Aquino-Baleyto, 2016; Masper, 2020) y estudios recientes con la foca común (*Phoca vitulina richardii*) en islas y esteros de la costa occidental de la península de Baja California (Juárez-Rodríguez, 2020).

3. HIPÓTESIS

Dado el dimorfismo sexual en masa corporal de las diferentes etapas de crecimiento de los elefantes marinos del norte (*Mirounga angustirostris*), se espera que la masa corporal de las crías destetadas en la Isla Guadalupe sea diferente entre sexos.

Al comparar entre años (2016 y 2019), la masa corporal de las crías destetadas será menor a una mayor temperatura superficial del mar en el Pacífico nororiental, durante los meses en donde se alimentaron las hembras adultas, madres de las crías de elefante marino del norte.

Las hembras adultas del elefante marino del norte son depredadores de alto nivel trófico, por lo que bioacumulan elementos químicos a través de su alimentación. Se espera detectar la presencia de elementos químicos tóxicos (Pb, Hg y Cd) en el pelo de las crías destetadas, reflejando una asimilación y un mecanismo de eliminación de estos elementos tóxicos a través de la muda.

La concentración de los elementos químicos esenciales (Cu, Zn y Se) y tóxicos (Pb, Hg y Cd) encontrados en el pelo de las crías destetadas del elefante marino del norte, estará correlacionada con la masa corporal de las crías, a mayor masa corporal, las crías presentarán una mayor concentración de elementos químicos.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo General

Caracterizar la longitud, la masa corporal, y las concentraciones de elementos químicos esenciales (Cu, Zn, Se) y tóxicos (Pb, Hg y Cd) en el pelo de crías destetadas del elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*) en la Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe.

4.2. Objetivos Específicos

Evaluar la existencia de dimorfismo sexual en la longitud y masa corporal de las crías destetadas del elefante marino del norte, en la Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe.

Caracterizar en distintos años la masa corporal de las crías destetadas y las temperaturas superficiales del mar del Océano Pacífico Nororiental, donde se alimentan las hembras adultas de la Isla Guadalupe.

Determinar si existen diferencias significativas en relación con el sexo y al año, en las concentraciones de los elementos químicos (Cu, Zn, Se, Pb, Hg y Cd) en el pelo de las crías destetadas.

Correlacionar las concentraciones de elementos químicos (Cu, Zn, Se, Pb, Hg y Cd) encontrados en el pelo de las crías destetadas con la masa corporal.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe

La Isla Guadalupe es de origen volcánico, se encuentra localizada a 240 km al suroeste de Ensenada, Baja California, en la región sur del Sistema de la Corriente de California (SCC) (Figura 2). Es una de las islas más oceánicas de México y es hábitat de pinnípedos como el lobo marino de California (*Zalophus californianus*), el lobo fino de Guadalupe (*Arctocephalus townsendi*) y el elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*). También es un sitio importante de agregación de tiburón blanco (*Carcharodon carcharias*) (Gallo-Reynoso *et al.*, 2005).

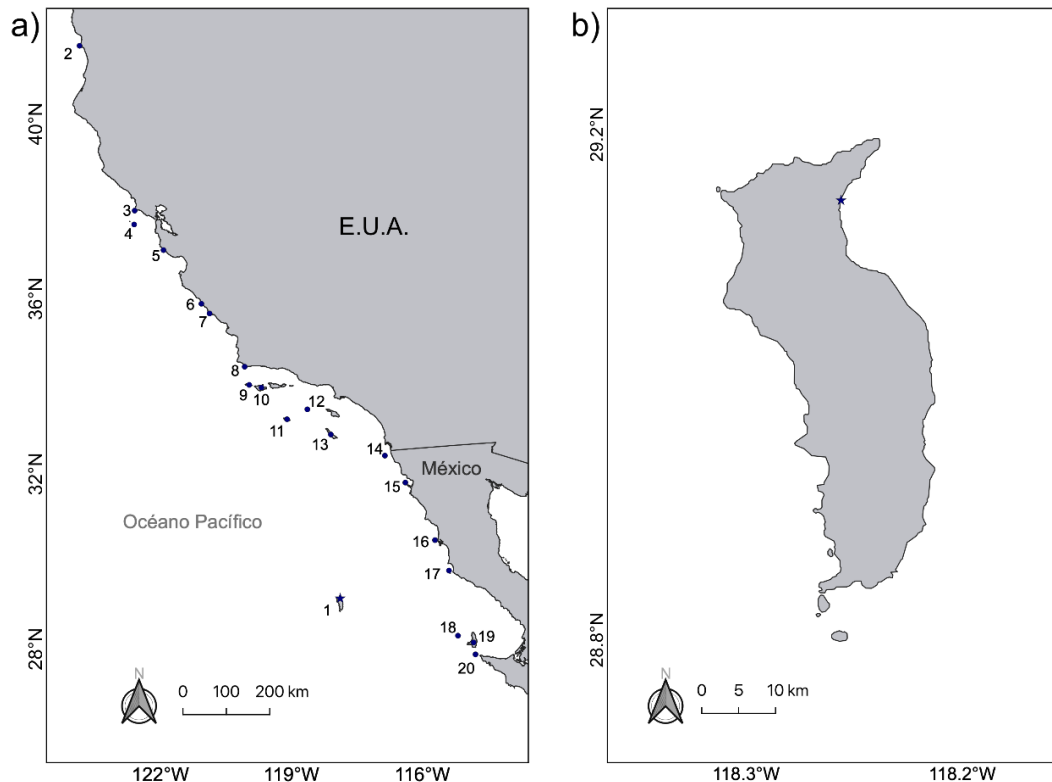


Figura 2. a) Colonias de elefante marinos del norte: 1) Guadalupe, 2) Castle Rock, 3) Point Reyes, 4) Farallon, 5) Año Nuevo, 6) San Martín, 7) Piedras Blancas, 8) Point Conception, 9) San Miguel, 10) Santa Rosa, 11) San Nicolás, 12) Santa Bárbara, 13) San Clemente, 14) Coronados, 15) Todos Santos, 16) San Martín, 17) San Jerónimo, 18) San Benito, 19) Cedros, 20) Natividad. b) Ubicación de Campo Norte en la Isla Guadalupe.

5.2. Caracterización del Destete

Se capturaron manualmente 93 crías destetadas de elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*) durante los inviernos de 2016 (n= 56) y de 2019 (n= 37), en las playas del Campo Norte, en la Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe. Una toalla fue colocada sobre la cabeza de la cría para cubrirle los ojos, esto las calma y facilita el manejo de la cría; así se tomó la longitud estándar con una cinta métrica de 200 cm (precisión 0.5 cm). Para pesarlas, las crías fueron metidas a un cono hecho de lona resistente, se metió y sujetó a cada una de las crías; después, con el uso de un tripié de aluminio, un polipasto y una báscula colgante recargable (Rhino BAC-1T / capacidad de 1,000 kg, precisión 0.5 kg), se levantaron las crías destetadas y se registró la masa corporal (Salogni *et al.*, 2019) (Figura 3).



Figura 3. Pesaje de una cría destetada de elefante marino del norte, en febrero de 2019 en la RBIG. Foto José Ángel Ortega.

Las crías fueron sexadas y en las membranas interdigitales de las aletas posteriores (traseras) se colocaron etiquetas de plástico de color azul cielo con un código, que comienzan con la letra B y

después tienen 4 dígitos numéricos (ejemplo: B1136-B1137; Figura 4). Las capturas, manejo y toma de muestras de pelo de las crías destetadas se realizaron con los permisos otorgados por la Dirección General de Vida Silvestre de la SEMARNAT (SGPA/DGVS/06869/15, SGPA/DGVS/12778/15 y SGPA/DGVS/007873/18) y de la Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe de la CONANP.



Figura 4. Etiquetas B1136-B1137 colocadas a una cría destetada de elefante marino del norte, en febrero de 2019 en la RBIG. Foto Isai Barba Acuña.

5.3. Caracterización de la Temperatura Superficial del Mar

Se obtuvieron imágenes satelitales (Aqua_Modis) de la temperatura superficial del mar (°C) de la base de datos de ERDDAP (Environmental Research Division's Data Access Program) de la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), con una resolución temporal mensual, de los meses previos al nacimiento de las crías: mayo a diciembre de 2015 y de 2018; con una resolución espacial de 4 km (Latitud de 29.02083° a 49.10417° Norte / Longitud de 117.9792° a 174.9792° Oeste), de la zona en donde se ha reportado que se alimentan las hembras adultas de elefante marino del norte de la Isla Guadalupe, en el Océano Pacífico Nororiental (Gallo-Reynoso

et al., 2018), en donde las hembras tienen fidelidad a sus zonas de alimentación (Rodríguez-Rafael, 2021) (Figura 5).

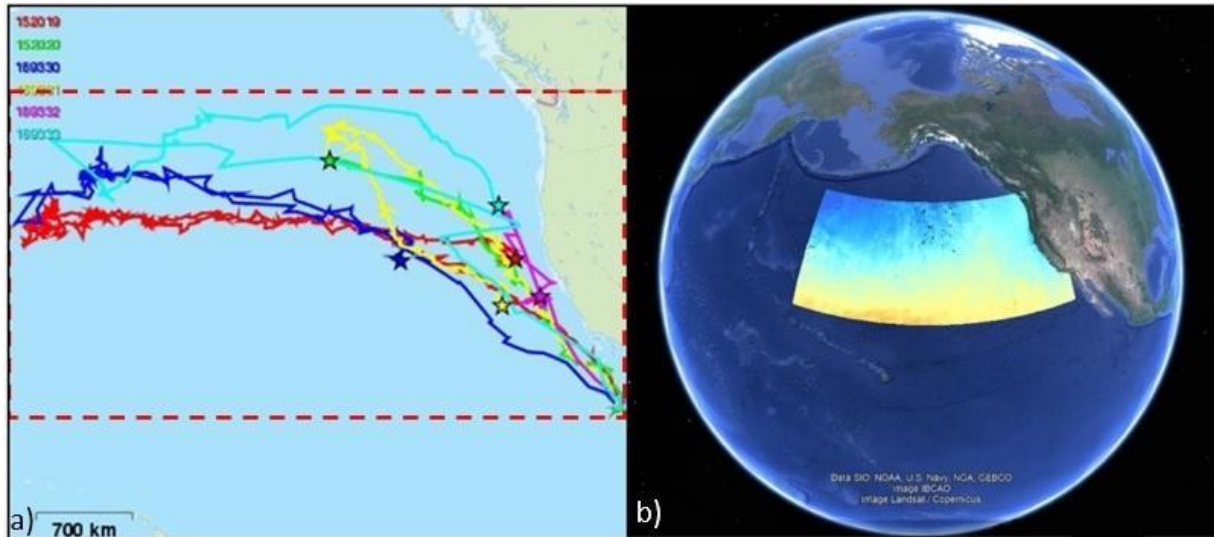


Figura 5. a) Viajes de alimentación de hembras del elefante marino del norte marcadas con registradores de buceo y localización satelital en la Isla Guadalupe (Gallo-Reynoso *et al.*, 2018). b) Caracterización de la temperatura superficial del mar, de la zona del Océano Pacífico Nororiental, donde se alimentan las hembras.

5.4. Concentración de Elementos Químicos

De las 93 crías destetadas de elefante marino del norte que fueron capturadas durante las temporadas reproductivas de 2016 (n= 56) y de 2019 (n= 37), se les colectó de manera manual y directa, muestra de pelo de la región dorsal cercana a las aletas posteriores (Figura 6), las muestras fueron guardadas en sobres de papel, para su posterior transporte al CIAD-Guaymas.

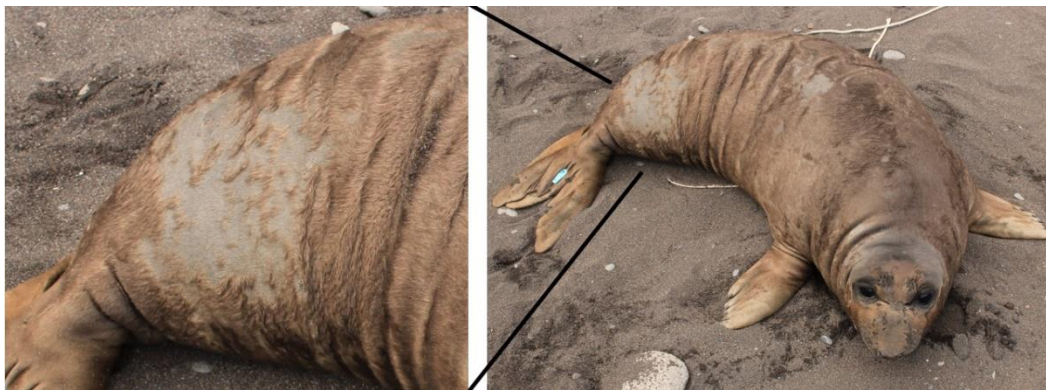


Figura 6. Cría con etiquetas B1192-B1193, en febrero de 2019 en la Isla Guadalupe. Se observa la zona de la región dorsal, donde se colectaron las muestras de pelo. Foto Isai Barba Acuña.

En el laboratorio de Ciencias Ambientales del CIAD-Guaymas se analizaron las muestras de pelo. De cada muestra se pesaron entre 0.4-0.5 g en una balanza analítica (previamente tarada) marca ADAM® serie AAA 160L (capacidad máxima de 160 g, precisión de 0.1 mg). Posteriormente las muestras de pelo se colocaron en vasos de precipitado, los cuales fueron colocados en un limpiador ultrasónico, marca Branson, modelo 200 (Figura 7a). Se realizaron tres lavadas de las muestras, cada una de 5 minutos, la primera con acetona y las últimas dos con agua destilada. Posteriormente las muestras de pelo se dejaron por 24 horas en un horno a 45 °C (Figura 7b). Una vez secas las muestras, se tomaron alrededor de 0.2 g (Figura 7c) y se colocaron en recipientes, en donde se agregaron 5 ml de ácido nítrico (HNO_3) para realizar la primera digestión (Figura 7d). Se realizó una segunda digestión agregando 3 ml de peróxido de hidrógeno (H_2O_2). Ambas digestiones se realizaron utilizando un sistema de digestión de microondas marca CEM® modelo MARSx (Figura 7e), siguiendo el método TC - HP500. Por último, las muestras se aforaron a 50 ml (Figura 7f).

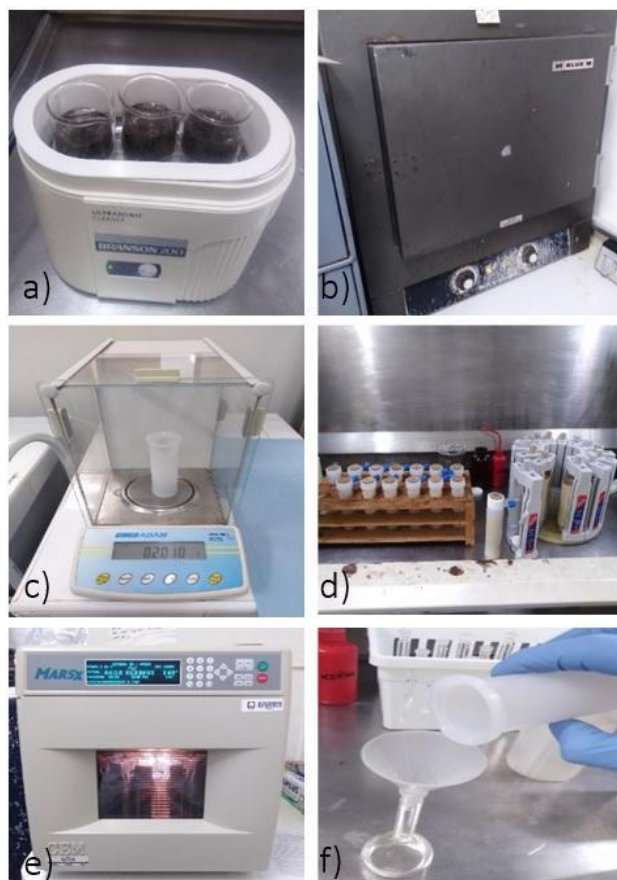


Figura 7. a) Limpieza de muestras de pelo en vasos de precipitado colocados en un limpiador ultrasónico. b) Horno a 45 °C. c) Pesaje de muestras. d) Proceso de agregar ácido nítrico para realizar digestión. e) Digestión en el microondas. f) Aforado de muestras. Fotos Isai Barba Acuña.

Se determinaron las concentraciones de tres elementos esenciales: Cu, Zn y Se, y de tres elementos tóxicos: Pb, Hg y Cd (Marrujo-Aramburo, 2019). Esto mediante un equipo de voltamperometría de redisolución anódica 797 VA Computrace, Methrom® (Figura 8).



Figura 8. Equipo de voltamperometría de redisolución anódica 797 VA Computrace, Methrom®. Foto Isai Barba Acuña.

5.4.1. Control de Calidad

Se utilizó el material de referencia DOLT-5, del cual se conocen las concentraciones de diferentes elementos químicos. Se obtuvieron los porcentajes de recuperación de los elementos químicos, los cuáles variaron de entre 75% al 110 % (Hg= 106.8 %, Cd= 77.0 %, Zn= 102.7 %, Se= 98.5 %, Cu= 75.5%). También se utilizaron soluciones blanco (adicionando sólo los ácidos utilizados en la digestión). El límite de detección fue de 0.030 $\mu\text{g/g}$ para el Cu, 0.098 $\mu\text{g/g}$ para Zn, 0.025 $\mu\text{g/g}$ para Se, 0.031 $\mu\text{g/g}$ para el Pb, 0.006 $\mu\text{g/g}$ para el Hg y 0.0008 $\mu\text{g/g}$ para el Cd.

5.5. Análisis Estadístico

Para evaluar la normalidad de los datos de la longitud (cm), masa corporal (kg) y concentración ($\mu\text{g/g}$) de elemento traza (Pb, Hg, Cd, Cu, Zn y Se), se realizaron las pruebas de Shapiro-Wilk (n

< 50) (“shapiro.test”) y la prueba Lilliefors (Kolmogorov-Smirnov) ($n > 50$) (“lillie.test”) del paquete nortest. Para evaluar la homocedasticidad de varianzas, se realizó una prueba de Fisher, con la función “var.test” del paquete “usefultools”. Para comparar el promedio de la longitud (cm), masa corporal (kg) y concentración ($\mu\text{g/g}$) de elementos traza (Hg, Pb, Cd, Cu, Zn y Se) entre años y entre sexos, se realizó la prueba T (“t.test”) cuando los datos cumplieron con los supuestos de normalidad y homocedasticidad, cuando no se cumplió el supuesto de homocedasticidad se utilizó la prueba de Welch. La prueba U de Mann-Whitney-Wilcoxon (“wilcox.test”) se utilizó cuando los datos no se distribuyeron con normalidad. Se realizó una matriz de correlación (Pearson) entre la longitud, la masa corporal y los seis elementos químicos analizados. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el uso del software R versión 4.2.1, considerando significancia cuando $p < 0.05$.

6. RESULTADOS

6.1. Caracterización del Destete

La longitud corporal promedio para todas las crías destetadas de ambos sexos fue de 157.9 ± 6.3 cm (Cuadro 1). Mientras que la masa corporal promedio de todas las crías destetadas de ambos sexos fue de 115.3 ± 15.1 kg (Cuadro 2).

Cuadro 1. Longitud corporal (cm) [promedio \pm desviación estándar (rango)] de crías destetadas del elefante marino del norte en la Isla Guadalupe.

Año	<i>n</i>	Hembra	<i>n</i>	Macho	<i>n</i>	Total
2016	21	157.7 ± 6.7 (148-175)	35	156.5 ± 7.0 (137-168)	56	157.0 ± 6.9 (137-175)
2019	11	161.2 ± 6.1 (150-171)	26	158.6 ± 4.5 (150 -166.5)	37	159.4 ± 5.1 (150-171)
Promedio	32	158.9 ± 6.6 (148-175)	61	157.4 ± 6.1 (137 -168)	93	157.9 ± 6.3 (137-175)

Cuadro 2. Masa corporal (kg) [promedio \pm desviación estándar (rango)] de crías destetadas del elefante marino del norte en la Isla Guadalupe.

Año	<i>n</i>	Hembras	<i>n</i>	Macho	<i>n</i>	Total
2016	21	113.5 ± 15.3 (92.5-144)	35	114.0 ± 17.8 (82-148)	56	113.8 ± 16.7 (82-148)
2019	11	121.0 ± 9.7 (96.5-132.5)	26	116.3 ± 12.9 (91 -140.5)	37	117.7 ± 12.1 (91 -140.5)
Promedio	32	116.1 ± 14.0 (92.5-144)	61	115.0 ± 15.8 (82-148)	93	115.3 ± 15.1 (82-148)

6.1.1. Longitud y Masa Corporal en Relación con el Sexo

La longitud corporal (combinando años, 2016 y 2019) no presentó diferencias significativas entre

sexos ($t= 1.08$, $p= 0.28$), las hembras tuvieron una longitud corporal de 158.9 ± 6.6 cm y los machos de 157.4 ± 6.1 cm (Figura 9). Las hembras en ambos años fueron más largas que los machos, sin detectarse diferencias significativas (2016, $t= 0.60$, $p= 0.54$; 2019, $t= 1.45$, $p= 0.15$). En 2016, las hembras presentaron una longitud corporal de 157.7 ± 6.7 cm y en los machos fue de 156.5 ± 7.0 cm. Mientras que en 2019, las hembras tuvieron una longitud corporal de 161.2 ± 6.1 cm y los machos de 158.6 ± 4.5 cm.

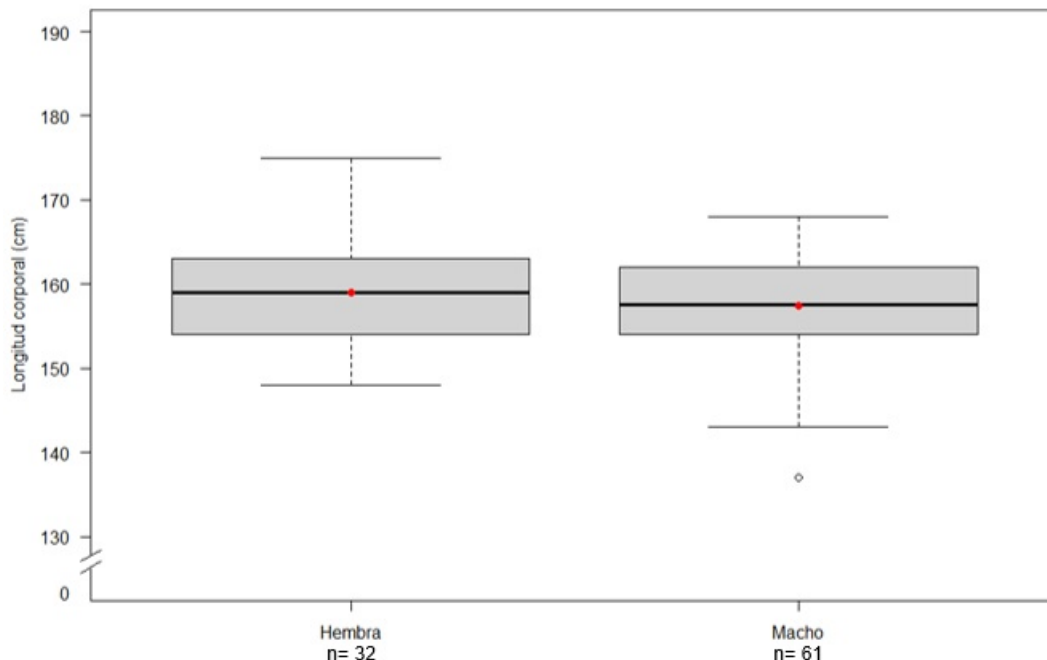


Figura 9. Longitud estándar (cm) por sexo de crías destetadas de elefante marino del norte en la Isla Guadalupe (combinando años, 2016 y 2019). El punto rojo representa la media.

En la masa corporal (combinando años, 2016 y 2019) no se encontraron diferencias significativas entre sexos ($t= 0.33$, $p= 0.73$), las hembras presentaron una masa corporal de 116.1 ± 14.0 kg y los machos fue de 115.0 ± 15.8 kg (Figura 10). En el 2016 los machos pesaron 114.0 ± 17.8 kg y las hembras 113.5 ± 15.3 kg, sin presentar diferencias significativas ($t= -0.10$, $p= 0.91$). En cambio, en el 2019 las hembras pesaron 121.0 ± 9.7 kg y los machos 116.3 ± 12.9 kg, pero no fue estadísticamente diferente ($t= 1.08$, $p= 0.28$).

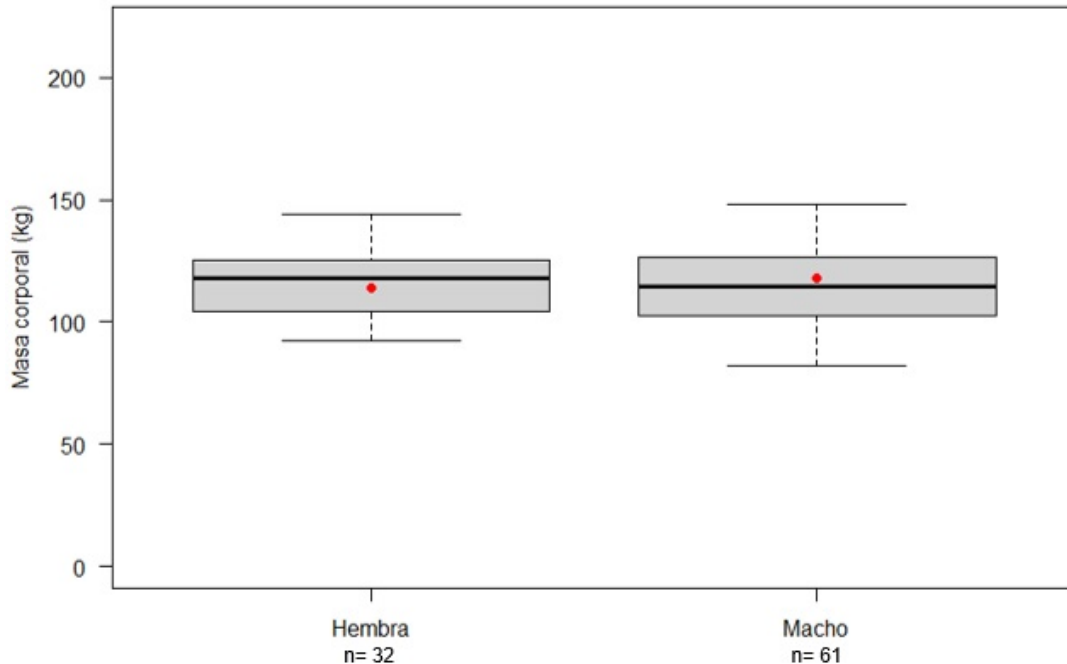


Figura 10. Masa corporal (kg) por sexo de crías destetadas de elefante marino del norte en la Isla Guadalupe (combinando años, 2016 y 2019). El punto rojo representa la media.

6.1.2. Longitud y Masa Corporal en Relación con el Año

La longitud corporal de las crías destetadas (combinando sexos) no presentó diferencias significativas entre los años 2016 y 2019 ($t = -1.81$, $p = 0.07$), en el 2016 la longitud corporal fue de 157.0 ± 6.9 cm, mientras que en el 2019 fue de 159.4 ± 5.1 cm (Figura 11). Ambos sexos fueron ligeramente de menor longitud corporal en 2016 comparado con 2019. En 2016 las hembras tuvieron una longitud corporal de 157.7 ± 6.7 cm, mientras que en el 2019 fue de 161.2 ± 6.1 cm, sin presentar diferencias significativas ($t = -1.44$, $p = 0.15$). En 2016 los machos presentaron una longitud corporal de 156.5 ± 7.0 cm y en el 2019 fue de 158.6 ± 4.5 cm, pero no fue estadísticamente diferente ($t = -1.38$, $p = 0.17$).

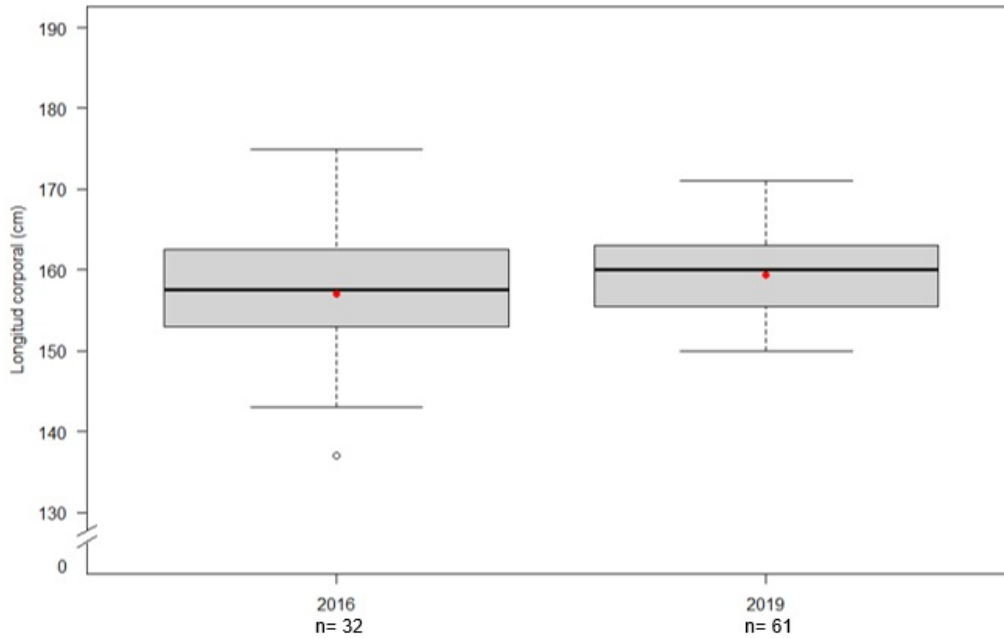


Figura 11. Longitud estándar (cm) de las crías hembras y machos destetadas de elefante marino del norte en la Isla Guadalupe, durante 2016 y 2019. El punto rojo representa la media.

La masa corporal (combinando sexos) no difirió significativamente entre los años ($t = -1.30$, $p = 0.19$). Durante el 2016 la masa corporal fue de 113.8 ± 16.7 kg y en el 2019 fue de 117.7 ± 12.1 kg (Figura 12). En 2016 para ambos sexos la masa corporal fue menor comparado con 2019, sin presentar diferencias significativas. Las hembras en 2016 pesaron 113.5 ± 15.3 kg y en el 2019 fue de 121 ± 9.7 kg, pero no existieron diferencias significativas ($t = -1.48$, $p = 0.14$). Los machos también pesaron menos en 2016 con 114 ± 17.8 kg, comparado con el 2019 con 116.3 ± 12.9 kg, sin embargo, no existieron diferencias significativas ($t = -0.56$, $p = 0.57$).

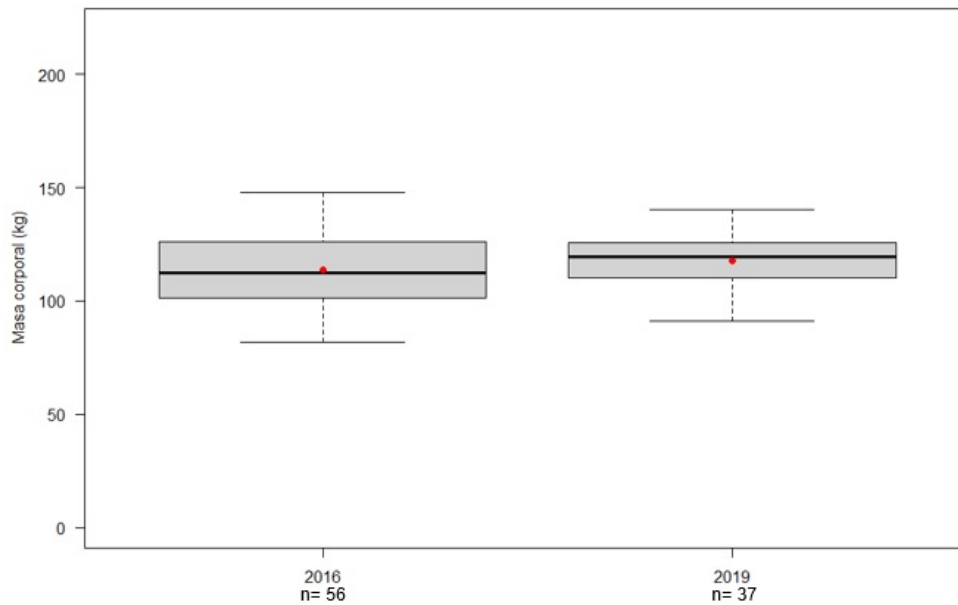


Figura 12. Masa corporal (kg) de las crías hembras y machos destetadas de elefante marino del norte en la Isla Guadalupe, durante 2016 y 2019. El punto rojo representa la media.

6.1.3. Relación Entre la Longitud y la Masa Corporal

Existe correlación lineal positiva entre la longitud y masa corporal ($R= 0.75$), a mayor longitud existe una mayor masa corporal de las crías destetadas de ambos sexos ($n= 93$) (Figura 13).

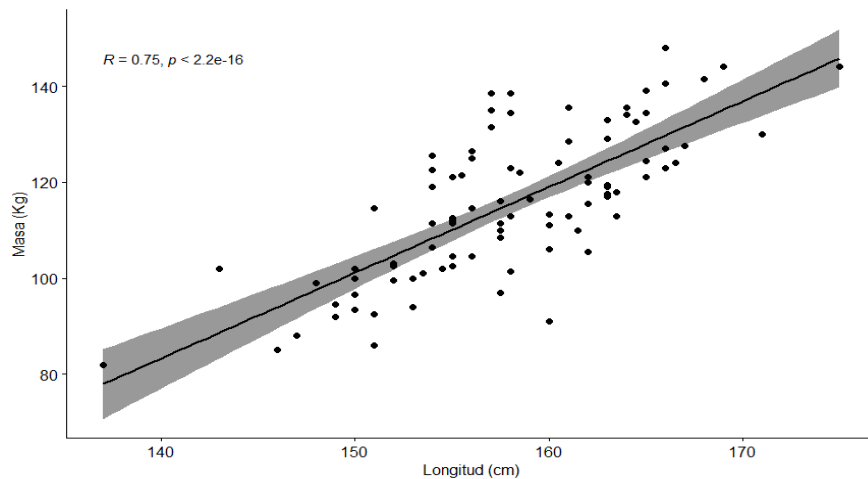


Figura 13. Relación longitud-masa corporal en las crías destetadas de elefante marino del norte en la Isla Guadalupe.

6.2. Temperatura Superficial del Mar

Durante los meses de mayo a diciembre de 2015, la temperatura superficial del mar (TSM), osciló entre los 14.1 ± 5.5 °C en el mes de mayo y los 21.0 ± 6.3 °C en el mes de agosto (Cuadro 3, Figuras 14 y 15). En 2018 la TSM varió entre los 13.6 ± 5.3 °C en mayo, mientras que la mayor TSM fue para septiembre con 19.8 ± 6.0 °C (Cuadro 3, Figuras 14 y 16). La temperatura promedio para 2015 fue de 17.6 ± 4.7 °C, mientras que para el 2018 fue de 17.0 ± 4.5 °C (Cuadro 3).

Cuadro 3. Temperatura superficial del mar (TSM), de mayo a diciembre de 2015 y de 2018, de la zona del Pacífico nororiental dónde se alimentan las hembras de elefante marino del norte de la Isla Guadalupe.

	2015	2018
Mes	TSM (°C)	TSM (°C)
Mayo	14.1 ± 4.3	13.6 ± 4.1
Junio	16.4 ± 4.3	15.7 ± 4.5
Julio	19.2 ± 4.1	18.3 ± 3.9
Agosto	21.0 ± 3.3	19.6 ± 3.6
Septiembre	20.5 ± 3.3	19.8 ± 3.4
Octubre	18.6 ± 3.7	18.4 ± 3.4
Noviembre	16.5 ± 4.1	16.3 ± 3.9
Diciembre	14.4 ± 4.4	14.1 ± 4.1
Promedio	17.6 ± 4.7	17.0 ± 4.5

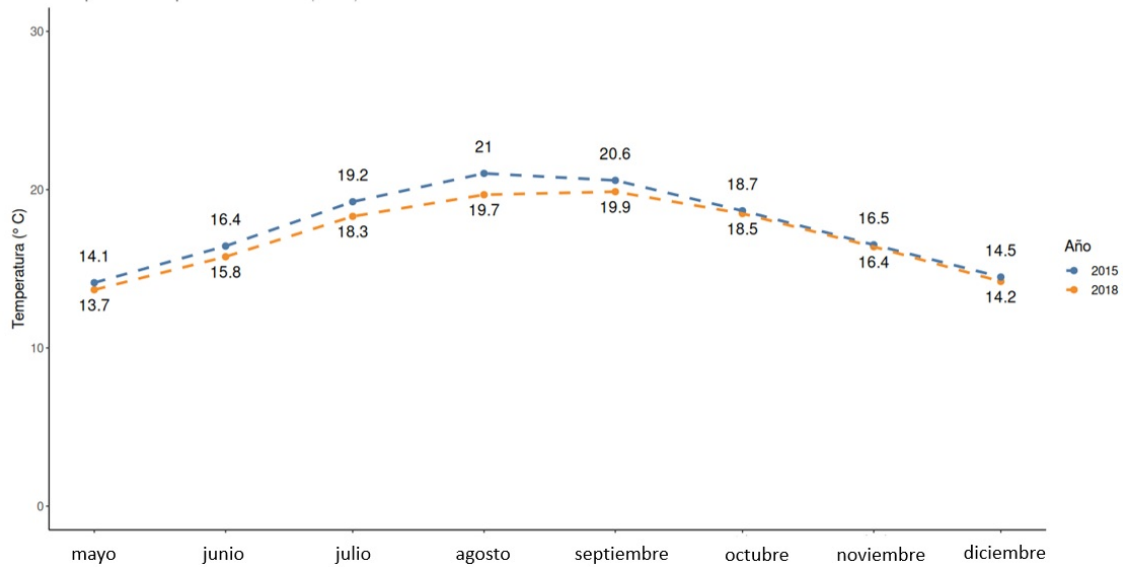


Figura 14. Temperatura superficial del mar (TSM), de mayo a diciembre de 2015 y 2018, de la zona del Pacífico nororiental dónde se alimentan las hembras de elefante marino del norte de la Isla Guadalupe.

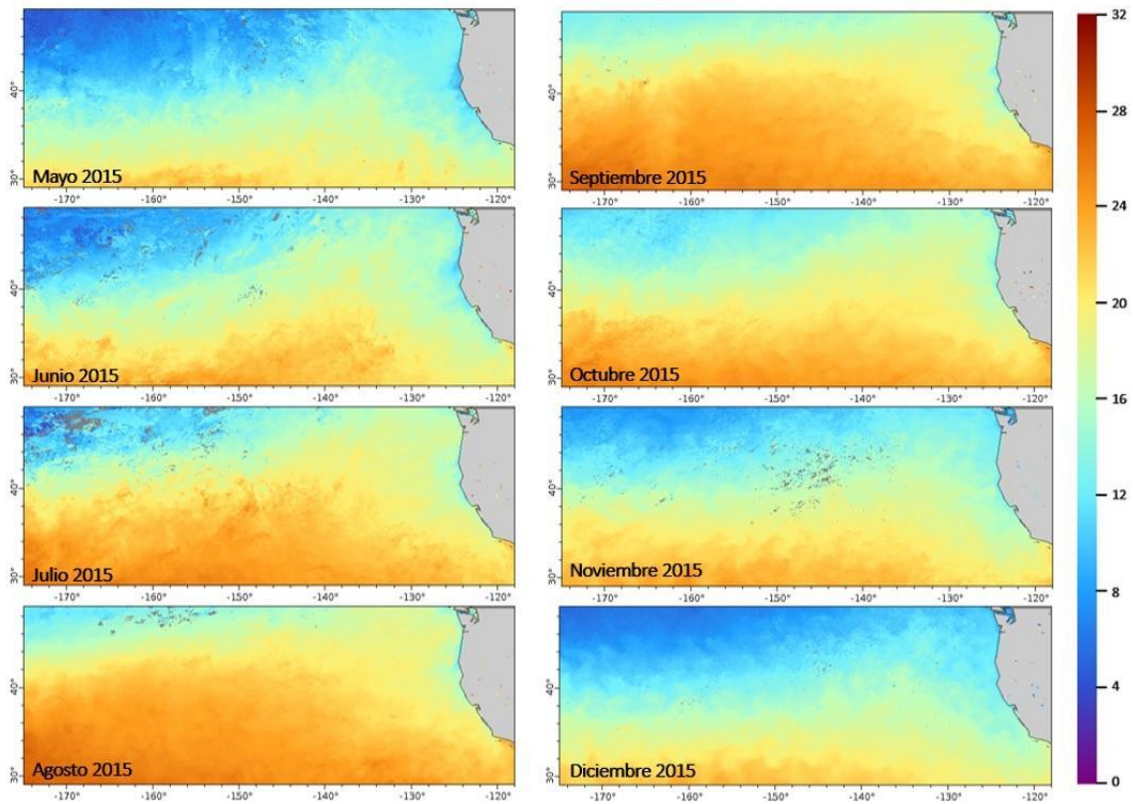


Figura 15. Temperatura superficial del mar (°C), de mayo a diciembre de 2015, en la zona del Pacífico nororiental dónde se alimentan las hembras de elefante marino del norte de la Isla Guadalupe.

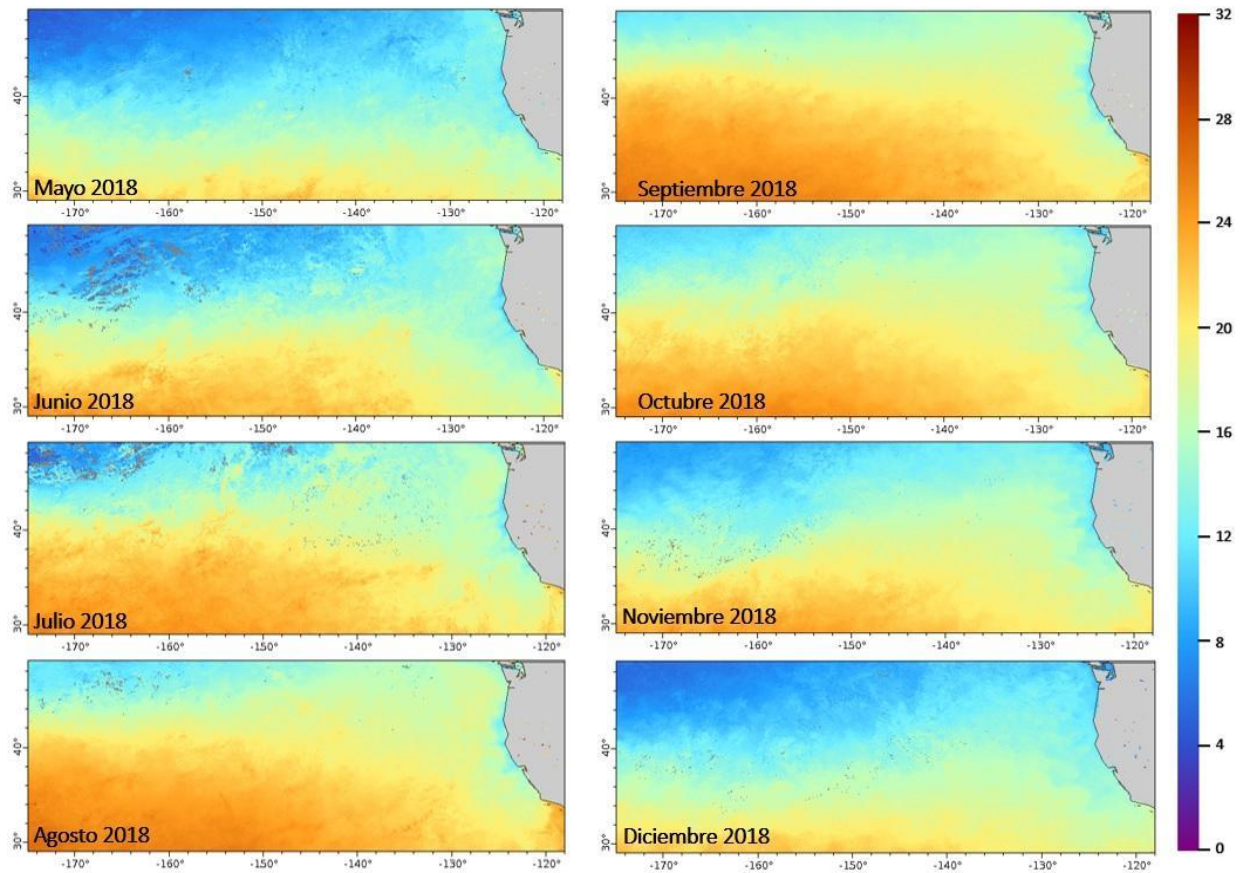


Figura 16. Temperatura superficial del mar (°C), de mayo a diciembre de 2018, en la zona del Pacífico nororiental dónde se alimentan las hembras de elefante marino del norte de la Isla Guadalupe.

6.3. Concentración de Elementos Químicos

Se analizaron las concentraciones ($\mu\text{g/g}$) de tres elementos esenciales: Cobre (Cu), Zinc (Zn) y Selenio (Se) y de tres elementos tóxicos: Plomo (Pb), Mercurio (Hg) y Cadmio (Cd), en un total de 93 muestras de pelo de crías destetadas de elefante marino del norte (2016, $n= 56$ y 2019, $n= 37$). El análisis se realizó combinando los años y también comparando entre años. Respecto a los elementos esenciales, todas las muestras presentaron Zn, el 96.7 % tenían presencia de Cu y el 93.5 % la presencia de Se. De los elementos tóxicos, el 97.8 % de las muestras presentaron Hg, el Pb se encontró en el 84.9 % y el Cd sólo se vio representado por el 18.2 %.

6.3.1. Elementos Esenciales: Cu, Zn y Se

Combinando los años, el Zn fue el elemento que presentó las mayores concentraciones con un promedio de $122.9 \pm 34.8 \mu\text{g/g}$, en menores concentraciones el Cu presentó $6.1 \pm 5.7 \mu\text{g/g}$ y el Se con $4.7 \pm 4.1 \mu\text{g/g}$ (Figura 17).

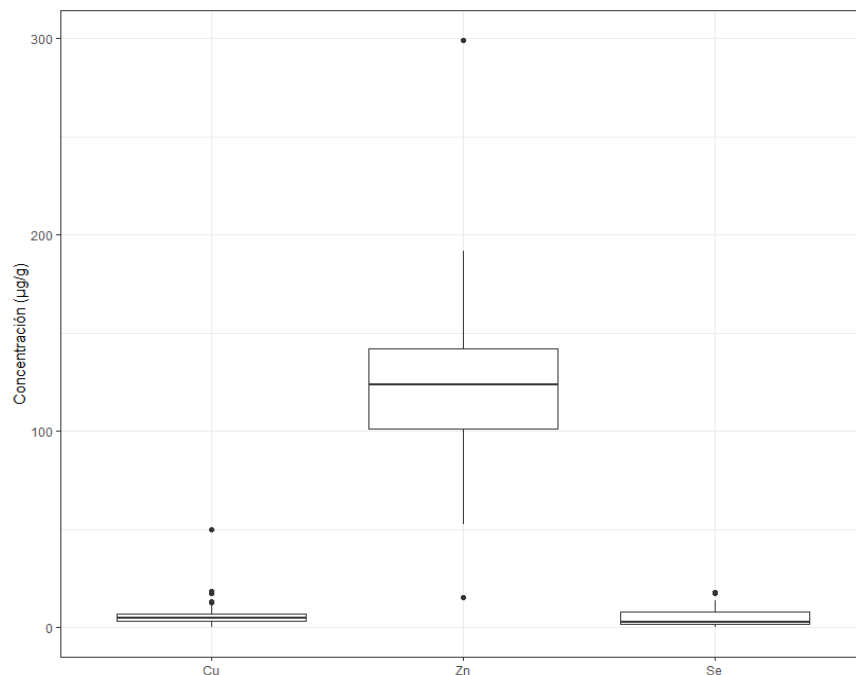


Figura 17. Concentración ($\mu\text{g/g}$) de los elementos esenciales, en pelo de crías destetadas hembras y machos del elefante marino del norte en la Isla Guadalupe durante los años 2016 y 2019.

6.3.2. Elementos Tóxicos: Pb, Hg y Cd

El Hg fue el elemento tóxico con mayores concentraciones con un promedio de $15 \pm 6.8 \mu\text{g/g}$, seguido del Pb con $3.8 \pm 3.6 \mu\text{g/g}$ y el Cd con $0.02 \pm 0.05 \mu\text{g/g}$ (Figura 18).

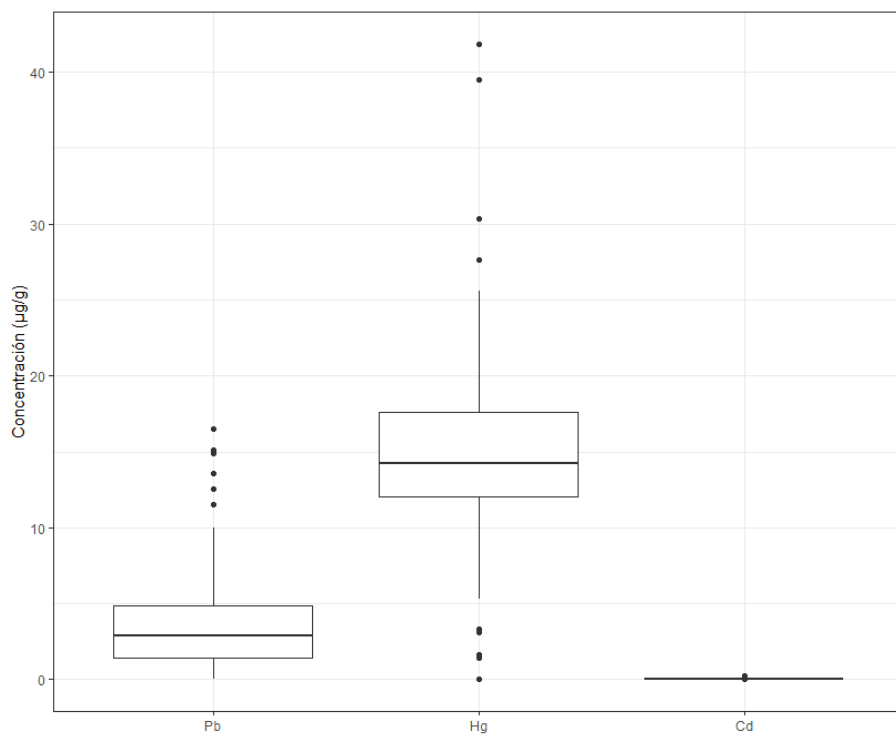


Figura 18. Concentración ($\mu\text{g/g}$) de los elementos tóxicos, en pelo de crías hembras y machos destetadas del elefante marino del norte en la Isla Guadalupe durante los años 2016 y 2019.

6.3.3. Elementos Químicos en Relación con el Sexo

Para ambos años combinados, la concentración de elementos químicos para las hembras fue: Zn ($131.7 \pm 41.0 \mu\text{g/g}$) > Hg ($15.8 \pm 7.2 \mu\text{g/g}$) > Cu ($6.6 \pm 3.9 \mu\text{g/g}$) > Se ($5.5 \pm 4.7 \mu\text{g/g}$) > Pb ($5.1 \pm 4.4 \mu\text{g/g}$) > Cd ($0.01 \pm 0.04 \mu\text{g/g}$) (Figura 18). Para los machos las concentraciones fueron: Zn ($118.2 \pm 30.5 \mu\text{g/g}$) > Hg ($14.6 \pm 6.7 \mu\text{g/g}$) > Cu ($5.9 \pm 6.4 \mu\text{g/g}$) > Se ($4.3 \pm 3.8 \mu\text{g/g}$) > Pb ($3.1 \pm 2.8 \mu\text{g/g}$) > Cd ($0.02 \pm 0.05 \mu\text{g/g}$) (Figura 19).

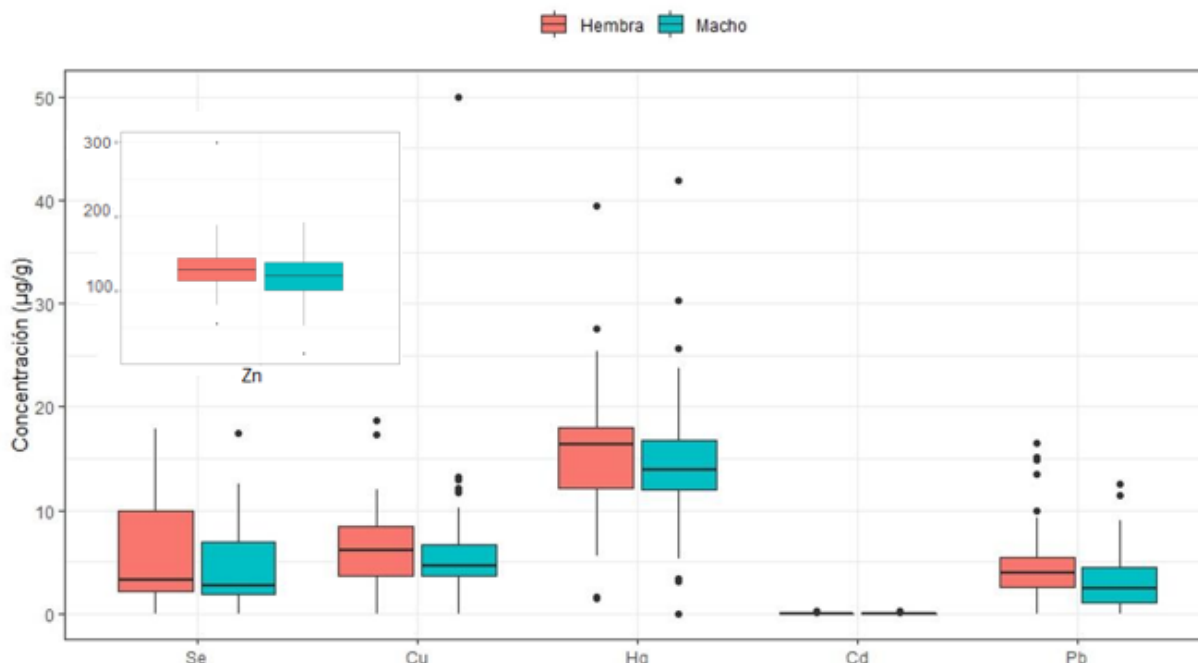


Figura 19. Concentración ($\mu\text{g/g}$) de elementos químicos esenciales (Cu, Zn y Se) y tóxicos (Pb, Hg y Cd), en crías destetadas hembras y machos del elefante marino del norte en la Isla Guadalupe (combinando años, 2016 y 2019).

Comparando las concentraciones de los elementos químicos entre sexos, el Hg, Pb, Cu, Zn y Se, resultaron con concentraciones mayores en hembras, comparando con los machos, siendo el Pb el único elemento con diferencias significativas entre sexos, siendo mayor en hembras comparado con los machos ($p=0.02$) (Cuadro 4). Mientras que solo el Cd, presentó concentraciones mayores en machos en comparación con las hembras, sin presentar diferencias significativas en este elemento entre los sexos (Cuadro 4).

Cuadro 4. Comparación de la concentración ($\mu\text{g/g}$) de elementos químicos entre sexos de las crías destetadas de elefante marino del norte (combinando años, 2016 y 2019). Elementos con diferencias significativas ($p < 0.05$) entre sexos está en negritas.

	Hembras $n=32$		Machos $n=61$		
	Media \pm D.E.	Mediana (Rango)	Media \pm D.E.	Mediana (Rango)	p
Hg	15.8 \pm 7.2	16.4 (1.4 - 39.4)	14.6 \pm 6.7	13.8 (0 - 41.8)	0.22
Pb	5.1 \pm 4.4	3.8	3.1 \pm 2.8	2.4	0.02

		(0 - 16.5)		(0 - 12.5)	
Cd	0.01 ± 0.04	0 (0 - 0.2)	0.02 ± 0.05	0 (0 - 0.2)	0.28
Cu	6.6 ± 3.9	6.0 (0 - 18.7)	5.9 ± 6.4	4.6 (0 - 50.0)	0.15
Zn	131.7 ± 41.0	127.6 (55.1 - 299.1)	118.2 ± 30.5	119.9 (15.1 - 191.6)	0.16
Se	5.5 ± 4.7	3.1 (0 - 17.8)	4.3 ± 3.8	2.7 (0 - 17.3)	0.32

6.3.4. Elementos Químicos en Relación con el Año

La concentración de elementos químicos para el 2016 fue: Zn ($119.6 \pm 40.4 \mu\text{g/g}$) > Hg ($15.6 \pm 7.5 \mu\text{g/g}$) > Se ($6.6 \pm 4.4 \mu\text{g/g}$) > Cu ($6.0 \pm 3.6 \mu\text{g/g}$) > Pb ($3.3 \pm 2.7 \mu\text{g/g}$) > Cd ($0.01 \pm 0.04 \mu\text{g/g}$) (Figura 19). Mientras que para el 2019 las concentraciones fueron: Zn ($127.8 \pm 23.9 \mu\text{g/g}$) > Hg ($14.1 \pm 5.7 \mu\text{g/g}$) > Cu ($6.3 \pm 7.9 \mu\text{g/g}$) > Pb ($4.5 \pm 4.6 \mu\text{g/g}$) > Se ($1.9 \pm 1.0 \mu\text{g/g}$) > Cd ($0.03 \pm 0.06 \mu\text{g/g}$) (Figura 20).

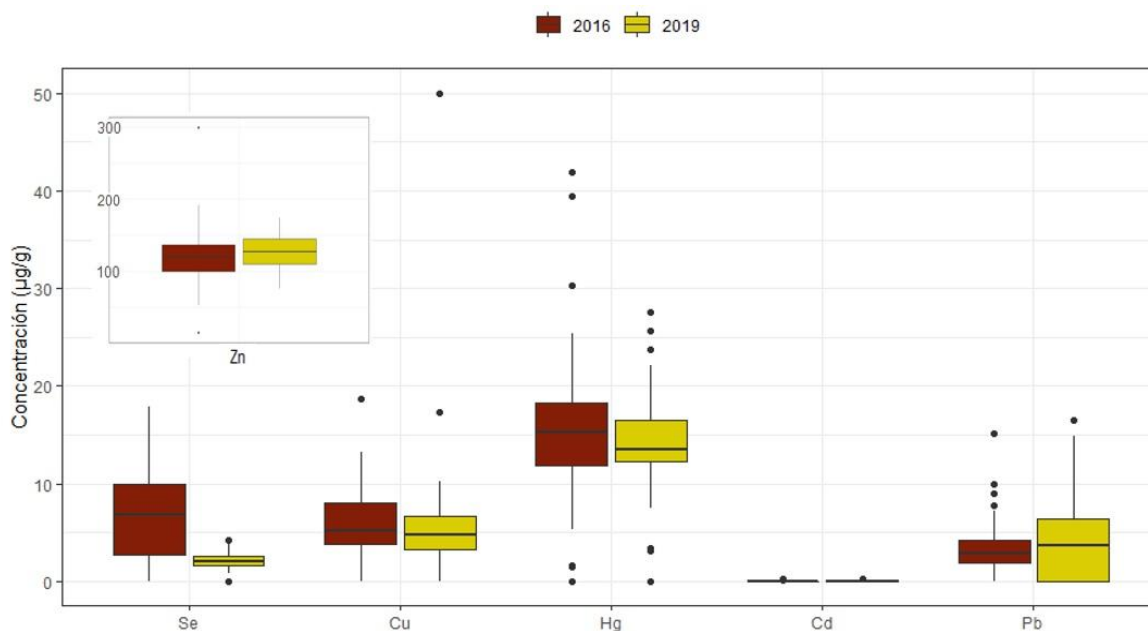


Figura 20. Concentración ($\mu\text{g/g}$) de elementos químicos esenciales (Cu, Zn y Se) y tóxicos (Pb, Hg y Cd), en crías destetadas del elefante marino del norte en la Isla Guadalupe, durante 2016 y 2019 (combinando sexos).

Comparando las concentraciones de los elementos entre los años 2016 y 2019, el Hg y Se, presentaron mayores concentraciones durante el 2016 comparado con el 2019, sin embargo, sólo el Se presentó diferencias significativas entre ambos años ($p < 0.05$) (Cuadro 5). Mientras que para el Pb, Cd, Cu y Zn la mayor concentración fue durante 2019 y la menor durante 2016, sin presentar diferencias significativas en estos elementos entre ambos años (Cuadro 5).

Cuadro 5. Comparación de la concentración ($\mu\text{g/g}$) de elementos químicos entre años en las crías destetadas (combinando sexos) de elefante marino del norte. Elementos con diferencias significativas ($p < 0.05$) entre años están en negrita.

	2016 $n= 56$		2019 $n= 37$		
	Media \pm D.E.	Mediana (Rango)	Media \pm D.E.	Rango	p
Hg	15.6 \pm 7.5	15.2 (0 - 41.8)	14.1 \pm 5.7	13.5 (0 - 27.5)	0.26
Pb	3.3 \pm 2.7	2.7 (0 - 15.1)	4.5 \pm 4.6	3.5 (0 - 16.5)	0.63
Cd	0.01 \pm 0.0	0 (0 - 0.1)	0.03 \pm 0.06	0 (0 - 0.2)	0.07
Cu	6.0 \pm 3.6	5.1 (0 - 18.7)	6.3 \pm 7.9	4.6 (0 - 50.0)	0.26
Zn	119.6 \pm 40.4	119.5 (15.1 - 299.1)	127.8 \pm 23.9	126.9 (76.2 -174.0)	0.11
Se	6.6 \pm 4.4	6.8 (0 - 17.8)	1.9 \pm 1.0	2.0 (0 - 4.2)	<0.05

6.3.5. Correlación Entre Elementos Químicos, Longitud y Masa Corporal

Determinamos la existencia de correlación directamente proporcional entre la longitud y la masa corporal, también entre el Hg y el Se y entre el Pb y el Zn (Figura 21).

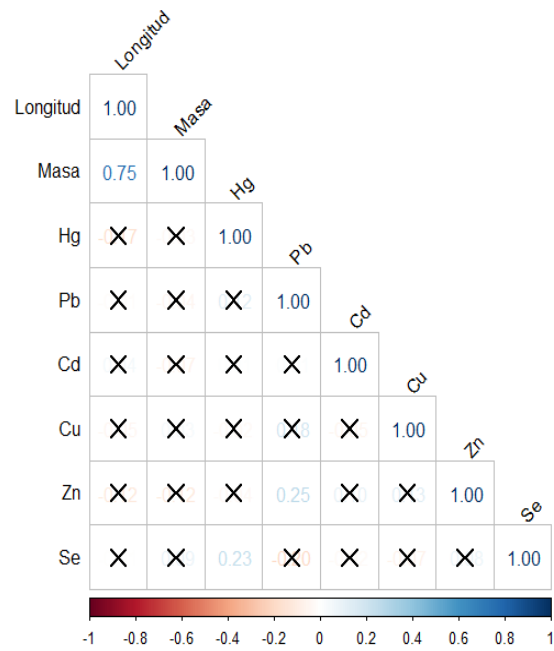


Figura 21. Matriz de correlación de la longitud, masa corporal y seis elementos químicos (Hg, Pb, Cd, Cu, Zn, Se). Los colores de los números indican el valor de r. Las casillas con X no son significativas ($p > 0.05$), las casillas sin X son correlaciones significativas ($p < 0.05$). Números azules: directamente proporcional. Números rojos: inversamente proporcional.

7. DISCUSIÓN

7.1. Caracterización del Destete

Las crías del elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*) tienen un crecimiento desde el nacimiento hasta el destete que depende de la lactancia, la cual dura alrededor de un mes (Salogni *et al.*, 2019). La masa corporal de las crías al destete depende de las reservas maternas (Noren *et al.*, 2003; Salogni *et al.*, 2019). Las hembras lactantes obtienen estas reservas a través de su alimentación en el Océano Pacífico Nororiental. En la Isla Guadalupe el viaje de alimentación de las hembras después de la reproducción lo realizan de entre enero a marzo (Gallo-Reynoso *et al.*, 2005). Después regresan a la isla para mudar de pelo entre marzo a mayo, que es cuando ocurre la implantación del blastocisto y el inicio del desarrollo embrionario de la nueva cría (Hückstädt *et al.*, 2018). Las hembras realizan su segundo viaje de alimentación de mayo a diciembre (Gallo-Reynoso *et al.*, 2018). Es durante este período que las hembras son sensibles a la influencia de los cambios en la disponibilidad de alimento, que pueden verse influidos por cambios en las temperaturas superficiales del mar o la ocurrencia de anomalías oceanográficas como El Niño.

En la Isla Guadalupe probablemente la menor masa corporal de las crías destetadas en 2016 (113.8 ± 16.7 kg) comparada con 2019 (117.7 ± 12.1 kg), este relacionado a mayores temperaturas superficiales del mar en los meses de mayo a diciembre de 2015 (17.6 ± 4.7 °C) comparado con 2018 (17.0 ± 4.5 °C), durante el período en el que las hembras adultas se encontraban alimentándose en el Océano Pacífico Nororiental. Las hembras de elefante marino del norte pasan más tiempo buscando presas y tienen menos éxito en adquirirlas cuando la temperatura del océano es más cálida de lo normal (Le Boeuf y Crocker, 2005). El Niño de 2015-2016 fue de mayor intensidad que el Niño de 2018-2019 (Barrier *et al.*, 2023; Smith y Barnard, 2021). En años severos de El Niño se han reportado disminuciones en la tasa de ganancia de masa corporal de las hembras de elefante marino del norte (Crocker *et al.*, 2006), lo que puede tener un impacto en la masa corporal de las crías destetadas. Otros pinnípedos que también se alimentan en el Océano Pacífico Nororiental, como los lobos marinos de California y lobos finos de Guadalupe tuvieron un bajo

éxito en la búsqueda de alimento por efecto de una elevada temperatura superficial del mar, lo que afectó su estado nutricional y la condición corporal (DeRango *et al.*, 2019; Gálvez *et al.*, 2020).

A diferencia del gran dimorfismo sexual reportado para los individuos adultos (machos= $1,814 \pm 233$ kg; hembras= 488 ± 80 kg) (Deutsch, 1994), este estudio no encontró un marcado dimorfismo sexual en la longitud y la masa corporal de las crías destetadas. Esto coincide con lo determinado para las Islas San Benito, Baja California, en donde tampoco se encontró dimorfismo sexual al destete de las crías (Salogni *et al.*, 2019). Se ha reportado que las crías al nacimiento no presentan diferencias sexuales en la masa corporal (machos= 41.6 ± 5.7 kg; hembras= 38.6 ± 5.7 kg) (Le Boeuf *et al.*, 1989). El incremento de la masa corporal desde los dos días de edad hasta el destete tampoco difiere significativamente entre los sexos, los machos aumentan 3.9 ± 0.4 kg/día y las hembras 4.0 ± 0.5 kg/día (Kretzmann *et al.*, 1993). Por lo tanto, es probable que haya ocurrido una inversión materna similar durante la gestación y la lactancia en las crías hembras y machos de la Isla Guadalupe, durante 2015-2016 y 2018-2019.

En este estudio la longitud corporal promedio para las crías destetadas de ambos sexos en la Isla Guadalupe fue de 157.9 ± 6.3 cm, mientras que la masa corporal promedio fue de 115.3 ± 15.1 kg. En las Islas San Benito en el período de 2006-2007 y 2007-2008, la longitud promedio de las crías destetadas fue de 144.0 ± 6.5 cm y la masa corporal de 110.7 ± 17.0 kg (Salogni *et al.*, 2019). Mientras que en la colonia de Año Nuevo, la longitud promedio de las crías destetadas fue de 144.0 ± 1.0 cm 1999 y de 147.0 ± 1.0 cm en el 2000, respecto a la masa corporal se reportaron valores de 115.2 ± 3.1 kg en 1999 y de 125.9 ± 3.8 kg en 2000 (Noren *et al.*, 2003). Esto nos indica que las crías de la Isla Guadalupe fueron de mayor longitud que lo reportado en las colonias de San Benito y Año Nuevo, mientras que la masa corporal fue muy similar entre las tres colonias (Guadalupe, San Benito y Año Nuevo).

La variabilidad en la masa corporal al destete de las crías puede estar influenciada por factores tales como el sexo de la cría, la experiencia o edad de las madres, la densidad de la colonia (Holser *et al.*, 2021), la variación en el tiempo de lactancia entre islas (Salogni *et al.*, 2019), los años con diferentes condiciones ambientales (Crocker *et al.*, 2006; Noren *et al.*, 2003), así como por el uso diferencial de las zonas de alimentación por parte de las hembras (Mestre *et al.*, 2020; Peterson *et*

al., 2015; Robinson *et al.*, 2012). La masa corporal al destete de las crías es de suma relevancia en los primeros meses de vida (Boness y Bowen, 1996; Bowen *et al.*, 2001), ya que las crías destetadas con mayor masa corporal tienen más probabilidades de sobrevivir y reproducirse en la vida adulta, esto puede impactar en la demografía y en la dinámica poblacional de la especie (Clausius *et al.*, 2017; Le Boeuf *et al.*, 2019).

7.2. Elementos Esenciales: Cu, Zn y Se

El Cobre (Cu) en el pelo de las crías destetadas del elefante marino del norte en la Isla Guadalupe presentó un promedio de $6.1 \pm 5.7 \mu\text{g/g}$. Estos valores coinciden con los valores promedios que oscilan entre 1-10 $\mu\text{g/g}$ para el pelo de crías en otras especies de pinnípedos del Océano Pacífico y de otras regiones del mundo. La foca de Baikal (*Pusa sibirica*) en el lago Baikal, Rusia, presentó un promedio de $5.3 \pm 1.9 \mu\text{g/g}$, mientras que el lobo fino del norte (*Callorhinus ursinus*) en Sanriku, Japón, presentó valores de $6.1 \pm 1.7 \mu\text{g/g}$ (Ikemoto *et al.*, 2004). En la Antártida para la foca leopardo (*Hydrurga leptonyx*) los valores fueron de $3.37 \mu\text{g/g}$ (Gray *et al.*, 2008). Se han reportado valores más altos en la foca de Weddell (*Leptonychotes weddellii*) de $15.1 \pm 13.2 \mu\text{g/g}$ (Gray *et al.*, 2008). En el lobo marino de California (*Zalophus californianus*) en islas del Golfo de California, se observaron concentraciones que variaron de $1.7 \pm 1.6 \mu\text{g/g}$ en la Isla San Jorge, $4.4 \pm 13.3 \mu\text{g/g}$ en Los Islotes y valores mucho más elevados en la Isla San Pedro Mártir con $17.6 \pm 59.9 \mu\text{g/g}$ y la Isla San Esteban con $46.9 \pm 107 \mu\text{g/g}$ (Elorriaga-Verplancken y Auriolles-Gamboa, 2008). Estas altas concentraciones también se han reportado para la foca del Caspio (*Pusa caspica*) en el mar Caspio, donde reportaron valores de $33.8 \pm 59.7 \mu\text{g/g}$ (Ikemoto *et al.*, 2004).

La concentración promedio del Zinc (Zn) en las muestras de pelo de las crías destetadas del elefante marino del norte en la Isla Guadalupe fue de $122.9 \pm 34.8 \mu\text{g/g}$. Estos valores se encuentran en el rango reportado que varía entre los 50-250 $\mu\text{g/g}$ para el pelo de crías en otras especies de pinnípedos en diversos océanos alrededor del mundo. Un estudio en Rusia y en Japón, encontró concentraciones de Zn de $105.0 \pm 13.0 \mu\text{g/g}$ en la foca de Baikal (*P. sibirica*), mientras que en la foca del Caspio (*P. caspica*) la media fue de $98.1 \pm 26.4 \mu\text{g/g}$ y en el lobo fino del norte (*C. ursinus*)

se reportaron concentraciones de $186.0 \pm 55.0 \mu\text{g/g}$ (Ikemoto *et al.*, 2004). En focas de la Antártida, el Zn en el pelo de la foca de Weddell (*L. weddellii*) presentó un promedio de $137 \pm 14.3 \mu\text{g/g}$ (Gray *et al.*, 2008) y para el elefante marino del sur (*Mirounga leonina*) los valores fueron de $163.9 \pm 63.5 \mu\text{g/g}$ (Andrade *et al.*, 2007). En México, dentro del Golfo de California, en el lobo marino de California (*Z. californianus*), se reportaron concentraciones de Zn, que variaron entre los $40.5 \pm 38.6 \mu\text{g/g}$ en Los Cantiles (Isla Ángel de la Guarda) y los $398.0 \pm 308.0 \mu\text{g/g}$ en Los Islotes (Elorriaga-Verplancken y Auriolles-Gamboa, 2008). Mientras que la foca común (*Phoca vitulina richardii*) en la costa occidental de la Península de Baja California, tuvo concentraciones de Zn que variaron entre los $133.0 \pm 73.3 \mu\text{g/g}$ en la Isla San Roque y los $204.3 \pm 23.1 \mu\text{g/g}$ en la Isla San Jerónimo (Juárez-Rodríguez, 2020).

El Selenio (Se) en nuestro estudio presentó una media de $4.7 \pm 4.1 \mu\text{g/g}$. Estos valores se encuentran dentro de los rangos reportados en el pelo para otras especies de pinnípedos ($0.5\text{-}8.0 \mu\text{g/g}$). En la foca común (*P. v. richardii*) en colonias mexicanas el promedio general fue de $5.7 \mu\text{g/g}$ (Juárez-Rodríguez, 2020), mientras que para esta misma especie en la Bahía de San Francisco se reportaron concentraciones de $0.6\text{-}6.74 \mu\text{g/g}$ (McHuron *et al.*, 2014). En el lobo marino de California (*Z. californianus*) en el Golfo de California, se reportan concentraciones variables entre islas: Los Islotes presentan mayores concentraciones $32.1 \pm 34.4 \mu\text{g/g}$, en la Isla San Jorge menores concentraciones con $6.93 \pm 3.70 \mu\text{g/g}$ y la Isla San Pedro Mártir con aun menores concentraciones $3.63 \pm 3.48 \mu\text{g/g}$ (Elorriaga-Verplancken y Auriolles-Gamboa, 2008).

Los tres elementos esenciales analizados: Cu, Zn y Se, se encontraron en los rangos de los valores promedios que han sido reportados en la matriz de pelo para otras especies de pinnípedos, estos elementos cumplen funciones importantes en los mamíferos (Chung *et al.*, 2020; Gaier *et al.*, 2013; Skibniewska *et al.*, 2011), sin embargo los valores de las concentraciones de estos elementos son desconocidos en las diversas matrices del elefante marino del norte, tales como el pelo, la sangre, las vibrisas, y el tejido adiposo, etc. Por lo tanto la determinación de las concentraciones de estos elementos químicos esenciales en el pelo del elefante marino del norte ayuda a la generación de la línea base sobre las concentraciones de estos elementos químicos.

7.3. Elementos Tóxicos: Pb, Hg y Cd

El Plomo (Pb) en este estudio mostró valores de $3.8 \pm 3.6 \mu\text{g/g}$. En la Antártida en muestras de pelo de pinnípedos los valores documentados son menores, en la foca de Weddell (*Leptonychotes weddellii*) se reportaron concentraciones de $1.2 \pm 1.1 \mu\text{g/g}$, mientras que para la foca leopardo (*Hydrurga leptonyx*) los valores fueron aun menores, de $0.06 \pm 0.10 \mu\text{g/g}$ (Gray *et al.*, 2008). En cambio, en pinnípedos de Rusia y Japón, en muestras de pelo se reportan valores cercanos a los obtenidos en este estudio, como el reportado en la foca del Caspio (*Pusa caspica*) ($3.5 \pm 2.1 \mu\text{g/g}$), pero también son menores a lo registrado en esta región para la foca de Baikal (*Pusa sibirica*) ($13.4 \pm 15.3 \mu\text{g/g}$) y el lobo fino del norte (*Callorhinus ursinus*) (7.6 ± 5.6) (Ikemoto *et al.*, 2004).

El Cadmio (Cd) fue el elemento tóxico con menores concentraciones en el pelo de las crías destetadas de elefante marino del norte, con un promedio de $0.02 \pm 0.05 \mu\text{g/g}$. Estos valores son menores o se encuentran dentro del rango de lo reportado en algunas especies de pinnípedos. En la Antártida en la foca de Weddell (*L. weddellii*) se reportaron concentraciones de $2.8 \pm 0.5 \mu\text{g/g}$, mientras que para la foca leopardo (*H. leptonyx*) la media fue de $1.1 \pm 0.1 \mu\text{g/g}$ (Gray *et al.*, 2008). En Rusia y Japón, se reportan valores cercanos a los obtenidos, como el reportado en la foca de Baikal (*P. sibirica*) ($0.09 \pm 0.06 \mu\text{g/g}$), la foca del Caspio (*P. caspica*) ($0.39 \pm 0.35 \mu\text{g/g}$) y el lobo fino del norte (*C. ursinus*) (0.63 ± 0.24) (Ikemoto *et al.*, 2004).

La concentración promedio de Mercurio (Hg) en el pelo de las crías destetadas de elefante marino del norte fue de $15.0 \pm 6.8 \mu\text{g/g}$. Este es uno de los valores de mercurio Hg más altos reportados para esta matriz en los pinnípedos. Los umbrales inferior y superior de preocupación respecto a las concentraciones de Hg en el pelo de pinnípedos se reportan en los $20 \mu\text{g/g}$ y $30 \mu\text{g/g}$ respectivamente (McHuron *et al.*, 2019). El 13.9 % ($23.0 \pm 2.0 \mu\text{g/g}$, n= 13) de las muestras analizadas rebasaron el umbral inferior ($20 \mu\text{g/g}$) y solo el 3.2 % rebasaron el umbral superior ($37.2 \pm 6.0 \mu\text{g/g}$, n= 3). Estas altas concentraciones también se han reportado para esta especie en Año, Nuevo, California, donde incluso el promedio de 19.0 ± 4.3 fue mayor a lo reportado en este trabajo (Habran *et al.*, 2012).

Otros estudios en el pelo de las crías de varias especies de pinnípedos reportan concentraciones menores a 10 µg/g de Hg. En el elefante marino del sur (*Mirounga leonina*) de la Antártida se reportaron valores de 5.9 ± 3.1 µg/g, sitio en el que el lobo fino Antártico (*Arctocephalus gazella*) presentó una media de 3.3 ± 0.8 µg/g (Kehrig *et al.*, 2022). El lobo marino de Steller (*Eumetopias jubatus*) en Alaska, presentó concentraciones que variaron entre 4.0 ± 1.6 y 9.0 ± 6.3 (Castellini *et al.*, 2012). La foca manchada (*Phoca larga*) en Japón presentó valores de 2.8 ± 0.8 µg/g (Trukhin y Kalinchuk, 2018). En la Isla Guadalupe para el lobo fino de Guadalupe (*Arctocephalus townsendi*) se han reportado concentraciones de 9.9 ± 3.3 µg/g y para el lobo marino de California (*Zalophus californianus*) de 8.3 ± 7.5 µg/g (Masper, 2020).

Para el lobo marino de California en México, también los valores reportados son menores a los 10 µg/g, sin embargo, existen también islas en donde se han reportado concentraciones superiores. En el Archipiélago de San Benito se presentan los valores menores de 0.9 ± 0.7 µg/g, seguido de las Islas Coronado con 5.5 ± 6.0 µg/g, San Esteban con 6.7 ± 6.2 µg/g (Fernández-Robledo *et al.*, 2022), así como San Jorge con 6.5 ± 3.7 µg/g y San Pedro Mártir con 7.0 ± 7.3 µg/g (Elorriaga-Verplancken y Aurióles-Gamboa, 2008). Las islas donde se han reportado concentraciones mayores son Los Islotes con 13.1 ± 9.0 µg/g (Elorriaga-Verplancken y Aurióles-Gamboa, 2008), así como Rocas Consag con 20.8 ± 15.0 µg/g (Fernández-Robledo *et al.*, 2022) e Isla Granito con 139.0 ± 10.0 µg/g (Elorriaga-Verplancken y Aurióles-Gamboa, 2008).

Las concentraciones de Hg (15.0 ± 6.8 µg/g) obtenidas en el pelo de las crías destetadas del elefante marino del norte en este estudio es superior a lo reportado en muestras (homogenización de pelo, piel y grasa) de individuos adultos de ambos sexos de elefante marino en la Isla Guadalupe, los cuales presentaron concentraciones menores a 1.0 µg/g: machos adultos= 0.67 ± 0.9 µg/g y hembras adultas= 0.18 ± 0.05 µg/g (Aquino-Baleytó, 2016). Las altas concentraciones de Hg encontradas en nuestro estudio, puede reflejar un mecanismo de eliminación de este elemento por parte de las hembras, al transferirlo en la gestación y lactancia a las crías y estás desecharlo al momento de mudar el pelo a los días después de ser destetadas (Habran *et al.*, 2012).

Las concentraciones de Hg en especies de peces, cefalópodos y crustáceos que han sido reportadas como presas de los elefantes marinos (Antonelis *et al.*, 1987; Condit y Le Boeuf, 1984), presentan

concentraciones de este metal menores a 2.0 $\mu\text{g/g}$: *Merluccius productus* ($1.3 \pm 1.2 \mu\text{g/g}$) (Cruz-Acevedo *et al.*, 2019), *Hydrolagus colliei* ($0.17 \pm 0.15 \mu\text{g/g}$) (Bergés-Tiznado *et al.*, 2021), *Dosidicus gigas* ($0.06 \pm 0.05 \mu\text{g/g}$), *Onychoteuthis banksii* ($0.02 \mu\text{g/g}$) y *Pleuroncodes planipes* ($0.04 \pm 0.01 \mu\text{g/g}$) (Escobar-Sánchez *et al.*, 2011). Las hembras del elefante marino podrían estar bioacumulando el Hg que consumen en las redes tróficas de donde se alimentan. El comportamiento de alimentación de las hembras del elefante marino del norte influye en la exposición al Hg y pueden tener una alta bioacumulación de este elemento (Peterson *et al.*, 2015).

En la Isla Año Nuevo, California, las hembras de elefante marino presentaron tres estrategias de alimentación, en las cuáles se reportaron diferentes concentraciones de Hg en sangre. Las hembras que se sumergen a mayor profundidad y que se alimentan en alta mar tenían las mayores concentraciones de Hg ($0.45 \pm 0.10 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.), las hembras que bucean a menor profundidad y que buscan alimento en alta mar tenían niveles intermedios ($0.36 \pm 0.08 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.) y las hembras que se alimentaron en zonas costeras y más al norte tenían la concentración más baja de Hg ($0.30 \pm 0.08 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.) (Peterson *et al.*, 2015). Las hembras de la Isla Guadalupe se alimentan en el Océano Pacífico Nororiental en profundidades mayores a los 200 m (Gallo-Reynoso *et al.*, 2018), en esta zona se ha reportado que existe una mayor disponibilidad de Hg en la zona mesopelágica (200-800 m) en comparación con la zona pelágica (0-200 m), debido a que el Hg inorgánico es absorbido por la materia orgánica en la columna de agua y es transportado a aguas más profundas (Sunderland *et al.*, 2009).

7.4. Elementos Químicos en Relación con el Sexo

El único elemento que fue diferente entre sexos fue el Plomo (Pb), encontrándose mayores concentraciones en las hembras comparado con los machos. Posiblemente existe una exposición similar al Zinc (Zn), Selenio (Se), Cobre (Cu), Mercurio (Hg) y Cadmio (Cd), entre las crías hembra y macho a través de las fuentes maternas (gestación y lactancia). La similitud entre sexos respecto a la longitud y masa corporal de las crías destetadas también fue evidente en este estudio. Respecto a las diferencias sexuales en las concentraciones de Pb, se ha reportado que son más altas las

concentraciones de este elemento en pinnípedos que depredan en ambientes bentónicos y costeros que los que se alimentan en áreas pelágicas (De María *et al.*, 2021). Es probable que las crías destetadas hembras del elefante marino del norte en la Isla Guadalupe, tengan mayores concentraciones de Pb en el pelo, posiblemente debido a que sus madres tuvieron estrategias de alimentación más costeras. Esto se podría dilucidar con estudios de isótopos estables de Carbono y Nitrógeno para conocer las estrategias de alimentación de las hembras de elefante marino del norte en la Isla Guadalupe (Kehrig *et al.*, 2022). También es posible que las crías hembras tengan una mayor tasa de metabolización y excreción de Pb, comparado con las crías machos.

Algunos elementos han sido evaluados en distintas matrices como pelo, vibrisas, dentina o sangre de pinnípedos, mostrando evidencia de similitudes y diferencias sexuales. En un estudio con individuos adultos de lobo fino sudamericano (*Arctocephalus australis*) y lobo marino sudamericano (*Otaria byronia*) en Perú, en muestras de vibrisas de ambas especies, se reportaron diferencias sexuales en las concentraciones de Cd, Hg, Cu y Zn, además de en otros elementos tales como el Manganeso (Mn), Estaño (Sn) y Aluminio (Al). Sin embargo, no se reportaron diferencias sexuales en las concentraciones de Pb para ambas especies (Kooyomjian *et al.*, 2022a). Este estudio también evalúa las concentraciones en el suero de ambas especies, siendo el Arsénico (As) el único elemento en ambas especies que difirió entre sexos, sin embargo, estas diferencias sexuales no se observaron para ambas especies en el Hg, Pb y Zn, así como en el Manganeso (Mn), Cromo (Cr), Níquel (Ni), Vanadio (V), Aluminio (Al) y Hierro (Fe) (Kooyomjian *et al.*, 2022a).

El Cr, Cd y Pb determinado en dentina de individuos adultos de lobo fino sudamericano (*A. australis*) y lobo marino sudamericano (*O. byronia*) en Uruguay, fue más alto en machos comparando con las hembras. Es posible que los organismos más grandes, como los machos de ambas especies, requieran un mayor aporte de energía y esto podría aumentar la ingesta de estos elementos. También es probable que las hembras depositen menos Cr, Cd y Pb en las matrices calcificadas durante la gestación y lactancia (De María *et al.*, 2021). En un estudio donde evaluaron las concentraciones de Cu, Zn, Se, Hg, As, Cd, Cr y Pb, en muestras de sangre de crías de foca gris (*Halichoerus grypus*) varadas en el Golfo de Riga (Mar Báltico), no se observaron diferencias significativas entre sexos en las concentraciones de estos elementos (Puchades *et al.*, 2022). En la Antártida en el elefante marino del sur (*Mirounga leonina*) y en el lobo fino antártico

(*Arctocephalus gazella*) no se observaron diferencias significativas entre sexos en las concentraciones de Hg en el pelo de las crías (Kehrig *et al.*, 2022).

7.5. Elementos Químicos en Relación con el Año

Respecto a la variación entre los años 2016 y 2019 en las concentraciones de los elementos analizados, no encontramos diferencias significativas para el Mercurio (Hg), Pb (Plomo), Cadmio (Cd), Zinc (Zn) y Cobre (Cu). Sólo encontramos diferencias significativas entre los años en el Selenio (Se), con mayores concentraciones en el 2016. Sin embargo, el Hg también presentó mayores concentraciones en 2016 comparado con el 2019. El Se probablemente fue mayor en 2016 comparado con 2019, debido a las necesidades fisiológicas o a la retención de Se para los procesos de desintoxicación de Hg. Los niveles altos de Se pueden observarse típicamente en casos en los que los niveles de otros metales tóxicos como el Hg también son relativamente altos, debido al papel clave del Se en los procesos de desintoxicación (Cáceres-Saez *et al.*, 2018).

La influencia del año puede repercutir en cambios en la dieta en los fócidos, que son provocados por cambios ambientales y anomalías oceanográficas (Murillo-Cisneros *et al.*, 2022). Esto también puede influir en la concentración del Se acumulado en el pelo de las crías destetadas del elefante marino del norte. La composición de los hábitos alimentarios podría ser una fuente importante de Se para las hembras del elefante marino del norte, tanto los peces como los cefalópodos se encuentran entre las fuentes más ricas de Se en el océano (Xie *et al.*, 2021; Kaneko, y Ralston, 2007). Las diferencias en las concentraciones de Se también podrían ser atribuidas a cambios en la composición de la dieta. Sin embargo, es necesario más investigación para dilucidar esto.

Las concentraciones de elementos como el Aluminio (Al), Arsénico (As), Cobre (Cu) y Manganeseo (Mn), en suero de dos especies simpátricas de pinnípedos (*Arctocephalus australis* y *Otaria byronia*) en Perú durante 2011 a 2019, fueron significativamente más altas durante los años moderados a extremos de El Niño en comparación con los años de La Niña (Kooyomjian *et al.*, 2022a). Variaciones interanuales de Hg en el pelo de crías de foca común varadas a lo largo de la

costa de California, fueron influenciados por los eventos como el 'Blob' y El Niño (2013 a 2016). Esto destaca la importancia de comprender mejor cómo las perturbaciones ambientales, así como el cambio climático, pueden alterar la exposición y la bioacumulación de elementos químicos esenciales y tóxicos en los pinnípedos (Murillo-Cisneros *et al.*, 2022). Con eventos de El Niño de mayor intensidad predichos para el futuro, es de vital importancia entender cómo estos elementos pueden afectar la salud de los pinnípedos (Kooyomjian *et al.*, 2022b).

7.6. Correlación Entre Elementos Químicos, Longitud y Masa Corporal

La correlación positiva entre Hg y Se obtenida, ha sido previamente reportada en el pelo de otros pinnípedos como el lobo marino de California en el Golfo de California (Elorriaga-Verplancken y Auriol-Gamboa, 2008). La correlación positiva indica que los organismos que presentaron mayores concentraciones de Hg también presentaron mayores concentraciones de Se. Es posible que el efecto antagónico del Se haya resultado en un incremento en el año en que también las concentraciones de Hg se elevaron, esto es una respuesta natural del organismo para contrarrestar los efectos dañinos del mercurio (Taylor *et al.*, 2022). Respecto a la correlación positiva entre el Pb y el Zn, se ha reportado esta relación positiva en tejidos de peces y se ha sugerido que las fuentes de origen de estos elementos pueden ser similares (Barros-Barrios *et al.*, 2016), por lo que probablemente esta relación positiva esté determinada por una fuente similar de estos elementos a través de las presas de las hembras adultas del elefante marino del norte en la Isla Guadalupe.

En muestras de sangre de crías de foca gris (*Halichoerus grypus*) no se encontró una correlación estadísticamente significativa entre los elementos (Cu, Zn, Se, Hg, As, Cd, Cr y Pb) y tampoco se encontró correlación entre la masa corporal de las focas y las concentraciones de los elementos (Puchades *et al.*, 2022), similar a lo encontrado en este estudio. Sin embargo, en crías destetadas de elefante marino del sur se ha reportado una correlación negativa entre la masa corporal y la concentración de Hg en el pelo; la masa corporal media más baja (135 ± 21 kg) exhibieron concentraciones más altas de Hg (7.8 ± 2.7 µg/g) que en los individuos con mayor masa corporal (162 ± 23 kg) (3.4 ± 1.0 µg/g) (Kehrig *et al.*, 2022).

7. CONCLUSIONES

La longitud y la masa corporal al destete de las crías en la Isla Guadalupe no presentaron diferencias significativas entre los sexos o los años.

La masa corporal de las crías destetadas fue menor, cuando fue mayor la temperatura superficial del mar (TSM) en la zona del Océano Pacífico Nororiental en los meses (mayo a diciembre) cuando se alimentan las hembras adultas de la Isla Guadalupe.

Los elementos esenciales con mayores concentraciones en el pelo de las crías destetadas fueron el Zinc (Zn) > Cobre (Cu) > Selenio (Se). Los elementos tóxicos con mayores concentraciones en el pelo de las crías destetadas fueron el Mercurio (Hg) > Plomo (Pb) > Cadmio (Cd).

Las concentraciones de Hg están en los límites de preocupación para esta especie, es necesario profundizar en los efectos de este elemento en la salud de los elefantes marinos.

El Pb fue el único elemento que presentó diferencias significativas entre sexos y el Se fue el único elemento que varió significativamente entre los años. Existieron correlaciones positivas entre la Longitud-Masa corporal, Hg-Se y Pb-Zn.

El pelo de las crías destetadas es un buen indicador de la exposición a contaminantes, reflejando un posible mecanismo de desintoxicación de elementos tóxicos (Hg, Pb y Cd) a través de la muda. Los datos generados en este estudio proporcionan una línea base de conocimiento biológico/ecológico para la especie, en la colonia con la distribución más oceánica para los elefantes marinos del norte y en una isla que se encuentra con una población disminuyendo.

Los resultados de dos años (2016 y 2019) en donde existen las condiciones de “El Niño”, pueden servir para comprender los efectos de estos eventos climáticos en la condición corporal y en las concentraciones de elementos químicos esenciales y tóxicos de las crías y así compararlos con condiciones “Neutrales” o en condiciones de años de “La Niña”.

8. RECOMENDACIONES

Es necesario realizar un monitoreo sistemático de las condiciones corporales de las crías y otras categorías de sexo y edad, en distintos años en donde existan condiciones ambientales de “La Niña”, “Neutrales” y de “El Niño”. Estos estudios también deben realizarse en otras localidades de la Isla Guadalupe en donde existe la presencia del elefante marino del norte.

Es necesario realizar estudios de mercurio en distintas matrices (pelo, vibrisas, sangre, etc.), en diferentes períodos de tiempo (para analizar tendencias) y en distintas etapas ontogénicas del elefante marino del norte, para comprender mejor las concentraciones de este elemento tóxico en los organismos y así evaluar posibles efectos en la salud.

Es importante que se realicen estudios de elementos esenciales y tóxicos en las presas de los elefantes marinos del norte, para comprender mejor las relaciones de bioacumulación y biomagnificación en las redes tróficas marinas.

Es necesario y relevante el estudio del nivel trófico y las zonas de alimentación de los elefantes marinos, a través del análisis de isótopos estables de carbono y nitrógeno, para relacionarlo con la presencia de los elementos químicos estudiados.

9. REFERENCIAS

- Abadía-Cardoso A., Freimer N.B., Deiner K., John Carlos Garza. 2017. Molecular population genetics of the Northern elephant seal *Mirounga angustirostris*. *Journal of Heredity*, 108(6): 618-62
- Alava, J. J., Cisneros-Montemayor, A. M., Sumaila, R., Cheung, W.W.L. 2018. Projected amplification of food web bioaccumulation of MeHg and PCBs under climate change in the Northeastern Pacific. *Scientific Reports* 8:13460.
- Albarakati, A. J. A., Baty, R. S., Aljouidi, A. M., Habotta, O. A., Elmahallawy, E. K., Kassab, R. B., and Abdel Moneim, A. E. 2020. Luteolin protects against lead acetate-induced nephrotoxicity through antioxidant, anti-inflammatory, anti-apoptotic, and Nrf2/HO-1 signaling pathways. *Molecular biology reports*, 47(4), 2591-2603. <https://doi.org/10.1007/s11033-020-05346-1>
- Alyami, N.M., Almeer, R. and Alyami, H.M. 2023. Protective effects of *Asparagus officinalis* (asparagus) against lead toxicity in mice. *Environmental Science and Pollution Research* 30, 18718-18730. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-23540-5>
- Antonelis, G.A., M.S. Lowry, D.P. DeMaster, and C.H. Fiscus. 1987. Assessing northern elephant seal feeding habits by stomach lavage. *Marine Mammal Science*, 3(4):308-322.
- Andrade, S., Carlini, A. R., Vodopivec, C., and Poljak, S. 2007. Heavy metals in molted fur of the southern elephant seal *Mirounga leonina*. *Marine pollution bulletin*, 54(5), 602-605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.12.006>
- Aquino-Baleyto, M. 2016. Bioacumulación de Hg y Se en el tiburón blanco (*Carcharodon carcharias*) y los pinnípedos, en Isla Guadalupe, Baja California, México. La Paz, B.C.S. IPN-CICIMAR. Tesis de Maestría. 78 p.
- Anthony, A. W. 1924. Notes of the present status of the northern elephant seal, *Mirounga angustirostris*. *Journal of Mammalogy* 5: 145-152
- Ashley, E. A., Olson, J. K., Raverty, S., Wilkinson, K., and Gaydos, J. K. 2020. Trace element concentrations in livers of Pacific harbor seals (*Phoca vitulina richardii*) from San Juan County, Washington, USA. *Journal of wildlife diseases*, 56(2), 429-436.
- Barrier, N., M. Lengaigne, J. Rault, R. Person, C. Ethé, O. Aumont, and O. Maury. 2023. Mechanisms underlying the epipelagic ecosystem response to ENSO in the equatorial Pacific Ocean. *Progress in Oceanography* 213 (2023) 103002
- Belmonte, A., Muñoz, P., Santos-Echeandía, J., Romero, D. 2021. Tissue distribution of mercury and its relationship with selenium in Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L.). *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2021, 18, 13376. <https://doi.org/10.3390/ijerph182413376>
- Bernhardt, M.L., Kong, B.Y., Kim, A.M., O'Halloran, T.V., and Woodruff, T.K. 2012. A Zinc-dependent mechanism regulates meiotic progression in mammalian Oocytes. *Biology of Reproduction*. 86(4):114, 1-10
- Boren, L.J., Muller, C.G. and Gemmill, N.J. 2006. Colony growth and pup condition of the New

Zealand fur seal (*Arctocephalus forsteri*) on the Kaikoura coastline compared with other east coast colonies. *Wildlife Research* 33, 497-505.

- Baraj, B., Niencheski, L. F., Windom, H., and Hermanns, L. 2009. Trace metal concentration in liver, kidney, and heart in South American fur seal (*Arctocephalus australis*) from Southern Brazil. *Marine pollution bulletin*, 58(12), 1948-1952. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.07.026>
- Barron, M. G., Heintz, R., & Krahn, M. M. 2003. Contaminant exposure and effects in pinnipeds: implications for Steller sea lion declines in Alaska. *The Science of the Total Environment*, 311(1-3), 111–133. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00140-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00140-2)
- Barros-Barrios, O; Doria-Argumedo, C. y Marrugo-Negrete, J. 2016. Metales pesados (Pb, Cd, Ni, Zn, Hg) en tejidos de *Lutjanus synagris* y *Lutjanus vivanus* de la Costa de La Guajira, Norte de Colombia. *Revista Veterinaria y Zootecnia*, 10(2): 27-41. DOI: 10.17151/vetzo.2016.10.2.3
- Bergés-Tiznado, M. E., Véliz-Hernández, I. J., Bojórquez-Sánchez, C., Zamora-García, O. G., Márquez-Farías, J. F., and Páez-Osuna, F. 2021. The spotted ratfish *Hydrolagus colliei* as a potential biomonitor of mercury and selenium from deep-waters of the northern Gulf of California. *Marine pollution bulletin*, 164, 112102. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112102>
- Boness, D. J. and W. D. Bowen. 1996. The evolution of maternal care in pinnipeds new findings raise questions about the evolution of maternal feeding strategies. *Bioscience*. 46(9):645-654.
- Bowen, W. D., S. J. Iverson, D. J. Boness and O. T. Oftedal. 2001. Foraging effort, food intake and lactation performance depend on maternal mass in a small phocid seal. *Functional Ecology*. 15(3): 325-334
- Boitani, C., and Puglisi, R. 2008. Selenium, a key element in spermatogenesis and male fertility. *Advances in experimental medicine and biology*, 636, 65-73. https://doi.org/10.1007/978-0-387-09597-4_4
- Cáceres-Saez, I., Haro, D., Blank, O., Aguayo Lobo, A., Dougnac, C., Arredondo, C., Cappozzo, H. L., and Guevara, S. R. 2018. High status of mercury and selenium in false killer whales (*Pseudorca crassidens*, Owen 1846) stranded on Southern South America: A possible toxicological concern? *Chemosphere*, 199, 637-646. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.046>
- Calkins, D.G., Becker, E.F. and Pitcher, K.W. 1998. Reduced body size of female Steller sea lions from a declining population in the Gulf of Alaska. *Marine Mammal Science*, 14, 232-244.
- Castellini, J. M., Rea, L. D., Lieske, C. L., Beckmen, K. B., Fadely, B. S., Maniscalco, J. M., & O'Hara, T. M. 2012. Mercury concentrations in hair from neonatal and juvenile Steller Sea Lions (*Eumetopias jubatus*): implications based on age and region in this northern Pacific marine sentinel piscivore. *EcoHealth*, 9(3), 267–277. <https://doi.org/10.1007/s10393-012-0784-4>
- Ciosek, Ž., Kot, K., & Rotter, I. 2023. Iron, Zinc, Copper, Cadmium, Mercury, and Bone Tissue. *International journal of environmental research and public health*, 20(3), 2197. <https://doi.org/10.3390/ijerph20032197>

- Cavole, L.M., A.M. Demko, R.E. Diner, A. Giddings, I. Koester, C.M.L.S. Pagniello, M.-L. Paulsen, A. Ramirez-Valdez, S.M. Schwenck, N.K. Yen, M.E. Zill, and P.J.S. Franks. 2016. Biological impacts of the 2013-2015 warm-water anomaly in the Northeast Pacific: Winners, losers, and the future. *Oceanography* 29(2):273–285, <https://doi.org/10.5670/oceanog.2016.32>.
- Chung, S., Zhou, R., & Webster, T. J. 2020. Green synthesized BSA-Coated selenium nanoparticles inhibit bacterial growth while promoting mammalian cell growth. *International journal of nanomedicine*, 15, 115–124. <https://doi.org/10.2147/IJN.S193886>
- Clausius, E., C. R. McMahon, R. Harcourt and M. A. Hindell. 2017. Effect of climate variability on weaning mass in a declining population of southern elephant seals *Mirounga leonina*. *Marine Ecology Progress Series*. 568: 249-260.
- CONANP. 2023. Modificación del programa de manejo. Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 531 p.
- Condit, R. and B. J. Le Boeuf. 1984. Feeding habits and feeding grounds of the northern elephant seal. *Journal of Mammalogy* 65:281-290.
- Condit, R., Beltran, R. S., Robinson, P.W., Crocker, D.E., & Costa, D.P. 2021. Birth timing after the long feeding migration in northern elephant seals. *Marine Mammal Science*, 1-10. <https://doi.org/10.1111/mms.12896>
- Costello, L.C., Fenselau, C.C., and Franklin, R.B. 2011. Evidence for operation of the direct zinc ligand exchange mechanism for trafficking, transport, and reactivity of zinc in mammalian cells. *Journal of inorganic biochemistry*, 105(5), 589-599. <https://doi.org/10.1016/j.jinorgbio.2011.02.002>
- Crocker, E.D., P.D. Costa, J.B. Le Boeuf, M.P. Webb and S. D. Houser. 2006. Impact of El Niño on the foraging behavior of female northern elephant seals. *Mar. Ecol-Prog. Ser.* 309: 1-10.
- Cruz-Acevedo, E., Betancourt-Lozano, M., Arizmendi-Rodríguez, D.I., Aguirre-Villaseñor, H., Márquez, D. Aguilera, Hernández, J. García, 2019. Mercury bioaccumulation patterns in deep-sea fishes as indicators of pollution scenarios in the northern Pacific of Mexico. *Deep Sea Res. Part I* 144, 52e62
- Dally, H., and Hartwig, A. 1997. Induction and repair inhibition of oxidative DNA damage by nickel(II) and cadmium(II) in mammalian cells. *Carcinogenesis*, 18(5), 1021-1026. <https://doi.org/10.1093/carcin/18.5.1021>
- De María, M., Szteren, D., García-Alonso, J., de Rezende, C. E., Gonçalves, R. A., Godoy, J. M., y Barboza, F. R. 2021. Historic variation of trace elements in pinnipeds with spatially segregated trophic habits reveals differences in exposure to pollution. *Science of The Total Environment*, 750, 141296
- Deutsch, C.J., Crocker, D.E., Costa, D.P., and Le Boeuf, B.J. 1994. Sex- and age-related variation in reproductive effort of northern elephant seals. In *Elephant seals: population ecology, behavior and physiology*, Edited by B.J. Le Boeuf and R.M. Laws. University of California Press, Berkeley. 69-210 p.
- DeRango, E. J., Prager, K. C., Greig, D. J., Hooper, A. W., & Crocker, D. E. 2019. Climate

variability and life history impact stress, thyroid, and immune markers in California sea lions (*Zalophus californianus*) during El Niño conditions. *Conservation physiology*, 7(1), coz010. <https://doi.org/10.1093/conphys/coz010>

- De Oliveira, L., Meyer, D., Hoffman, J., Majluf, P., & Morgante, J. 2009. Evidence of a genetic bottleneck in an El Niño affected population of South American fur seals, *Arctocephalus australis*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(8), 1717-1725. doi:10.1017/S0025315409000162
- De Oliveira, L., Fraga, L., and Majluf, P. 2012. Effective population size for South American sea lions along the Peruvian coast: The survivors of the strongest El Niño event in history. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92(8), 1835-1841. doi:10.1017/S0025315411001871
- Dobrakowski, M., Pawlas, N., Kasperczyk, A., Kozłowska, A., Olewińska, E., Machoń-Grecka, A., and Kasperczyk, S. 2017. Oxidative DNA damage and oxidative stress in lead-exposed workers. *Human & experimental toxicology*, 36(7), 744–754. <https://doi.org/10.1177/0960327116665674>
- Elorriaga-Verplancken, F. and Auriolos.Gamboa, G. D. 2008. Trace metal concentrations in the hair of *Zalophus californianus* pups and their relation to feeding habits. *Biological Trace Elements Research*. 126 (1-3): 148-164.
- Elorriaga-Verplancken, F. R., G. E. Sierra, H. Rosales-Nanduca, K. Acevedo-Whitehouse y 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.
- Escobar-Sánchez, O., Galván-Magaña, F., and Rosiles-Martínez, R. 2011. Biomagnification of mercury and selenium in blue shark *Prionace glauca* from the Pacific Ocean off Mexico. *Biological trace element research*, 144(1-3), 550–559. <https://doi.org/10.1007/s12011-011-9040-y>
- Fernández-Robledo, A., Lares, M. L., and Schramm-Urrutia, Y. 2022. Trace metal concentrations in California sea lions from rookeries exposed to different levels of coastal urbanization in Baja California, Mexico. *Marine pollution bulletin*, 184, 114163. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114163>
- Gaier, E. D., Eipper, B. A., and Mains, R. E. 2013. Copper signaling in the mammalian nervous system: synaptic effects. *Journal of neuroscience research*, 91(1), 2–19. <https://doi.org/10.1002/jnr.23143>
- Gallo-Reynoso, J. P., A. L. Figueroa-Carranza and B. J. Le Boeuf, 2008. Foraging behavior of lactating Guadalupe fur seal females. pp. 595-614, in: *Avances en el Estudio de los Mamíferos de México II. Publicaciones Especiales, Vol. II* (Lorenzo, C., E. Espinoza, J. Ortega, eds.). Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C., CIBNOR, ECOSUR, IPN, UAEM, UAM, UNICACH, Universidad Veracruzana. p. 691.
- Gallo-Reynoso, J. P., Le Boeuf, B. J., Figueroa-Carranza, A. L., y Maravilla-Chávez, M. O. 2005. Los pinnípedos de Isla Guadalupe. In Santos del Prado, K. y Peters, E. (Eds.), *Isla Guadalupe: Restauración y Conservación* (pp. 170-201). Instituto Nacional de Ecología, México.
- Gallo-Reynoso, J. P., Costa, D. P., Villegas-Amtmann, S., Hoyos-Padilla, E. M., Kienle, S., Barba-

- Acuña, I., Rose, R., & Coria-Galindo. 2018. Deep search hunting vs. deep arrival and departure: Predator- prey strategies of white sharks (*Carcharodon carcharias*) and northern elephant seals (*Mirounga angustirostris*) at Isla Guadalupe, Mexico. Final report to UC-MEXUS. 35 p.
- Gálvez, C., Pardo, M. A., and Elorriaga-Verplancken, F. R. 2020. Impacts of extreme ocean warming on the early development of a marine top predator: The Guadalupe fur seal. Progress in Oceanography. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2019.102220>
- García-Aguilar, M. C., C., Turrent, F. R., Elorriaga-Verplancken, A., Arias-del-Razo, Y., Schramm. 2018. Climate change and the northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) population in Baja California, Mexico. PLoS ONE, 13(2): e0193211-0
- Gray, R., Canfield, P. and Rogers, T. 2008. Trace element analysis in the serum and hair of Antarctic leopard seal, *Hydrurga leptonyx*, and Weddell seal, *Leptonychotes weddellii*. Science of the Total Environment. 399(1-3), 202-215.
- Habran, S, Crocker DE, Debier C, Das K. 2012. How are trace elements mobilized during the postweaning fast in Northern elephant seals? Environmental Toxicology and Chemistry, 31(10): 2354-2365.
- Holser, R. R., Crocker, D. E., Robinson P.W., Condit, R., Costa D. P. 2021. Density-dependent effects on reproductive output in a capital breeding carnivore, the northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*). Proc. R. Soc. B 288: 20211258.
- Holser, R. R., Keates, T. R., Costa, D. P., and Edwards, C. A. 2022. Extent and magnitude of subsurface anomalies during the Northeast Pacific Blob as measured by animal-borne sensors. Journal of Geophysical Research: Oceans, 127, e2021JC018356. <https://doi.org/10.1029/2021JC018356>
- Holser, R. R., Crocker, D. E., Favilla, A. R., Adachi, T., Keates, T. R., Naito, Y., and Costa, D. P. 2023. Effects of disease on foraging behaviour and success in an individual free-ranging northern elephant seal. Conservation physiology, 11(1), coad034. <https://doi.org/10.1093/conphys/coad034>
- Hooper, A. W., Berger, R. W., Rubin, L. S., McDonald, B. I., and Crocker, D. E. 2019. Maternal age influences offspring behaviour and growth efficiency during provisioning in northern elephant seals. Animal Behaviour, 151, 121-130. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2019.03.007>
- Hückstädt, L. A., Holser, R. R., Tift, M. S., & Costa, D. P. 2018. The extra burden of motherhood: reduced dive duration associated with pregnancy status in a deep-diving mammal, the northern elephant seal. Biology letters, 14(2), 20170722. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2017.0722>
- Ikemoto, T., Kunito, T., Watanabe, I., Yasunaga, G., Baba, N., Miyazaki, N., Petrov, E. A., and Tanabe, S. 2004. Comparison of trace element accumulation in Baikal seals (*Pusa sibirica*), Caspian seals (*Pusa caspica*) and northern fur seals (*Callorhinus ursinus*). Environmental pollution, 127(1), 83-97. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(03\)00251-3](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(03)00251-3)
- Juárez-Rodríguez, M. 2020. Elementos químicos y su relación con isótopos estables (^{13}C y ^{15}N), utilizando a la foca común (*Phoca vitulina richardii*) como bioindicador en Baja California, México. Tesis de doctorado. CICESE. 137 p.

- Jackson, K. A., Valentine, R. A., Coneyworth, L. J., Mathers, J. C., and Ford, D. 2008. Mechanisms of mammalian zinc-regulated gene expression. *Biochemical Society transactions*, 36(Pt 6), 1262–1266. <https://doi.org/10.1042/BST0361262>
- Kaneko, J. J., & Ralston, N. V. 2007. Selenium and mercury in pelagic fish in the central north pacific near Hawaii. *Biological trace element research*, 119(3), 242-254. <https://doi.org/10.1007/s12011-007-8004-8>
- Keates, T.R., Hazen, E.L, Holser, R.R., Fiechter, J., Bograd, S.J., Robinson, P.W., Gallo-Reynoso, J., and D.P. Costa. 2022. Foraging behavior of a mesopelagic predator, the northern elephant seal, in northeastern Pacific eddies. *Deep-Sea Research I* 189, <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2022.103866>
- Kovacs, K. M., Aguilar, A., Auriolos, D., Burkanov, V., Campagna, C., Gales, N., ... & Trillmich, F. 2012. Global threats to pinnipeds. *Marine Mammal Science*, 28(2), 414-436.
- Kooyomjian, C., Giarikos, D., Adkesson, M., & Hirons, A. C. 2022a. Evaluation of trace element concentrations in the serum and vibrissae of peruvian pinnipeds (*Arctocephalus australis* and *Otaria byronia*). *Journal of wildlife diseases*, 58(3), 608-620. <https://doi.org/10.7589/JWD-D-21-00104>
- Kooyomjian, C., Giarikos, D., Adkesson, M., & Hirons, A. 2022b. Maternal offloading of arsenic and other trace elements in Peruvian fur seals. *Marine Mammal Science*. <https://doi.org/10.1111/mms.12920>
- Kehrig, H. A., Hauser-Davis, R. A., Muelbert, M., Almeida, M. G., Di Benedetto, A., and Rezende, C. E. 2022. Mercury and stable carbon and nitrogen isotopes in the natal Fur of two Antarctic pinniped species. *Chemosphere*, 288(2), 132500. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132500>
- Kretzmann, M. B., Costa, D. P., & Boeuf, B. J. 1993. Maternal energy investment in elephant seal pups: evidence for sexual equality? *The American naturalist*, 141(3), 466-480. <https://doi.org/10.1086/285484>
- Le Boeuf, B.J., Condit, R., and Reiter, J. 1989. Parental investment and the secondary sex ratio in northern elephant seals. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 25(2): 109-117. doi:10.1007/BF00302927.
- Le Boeuf, B., D. Crocker, D. Costa, S. Blackwell, P. Webb, and D. Houser. 2000. Foraging ecology of northern elephant seals. *Ecological Monographs*, 70(3): 353-382.
- Le Boeuf, B. J., Condit, R. and Reiter, J. 2019. Lifetime reproductive success of northern elephant seals. *Mirounga Angustirostris Canadian Journal of Zoology*, 97(12), 1203-1217.
- Le Boeuf, B. J., and Crocker, D. E. 2005. Ocean climate and seal condition. *BMC Biology*, 3(9): 1-10. doi:10.1186/1741-7007-3-9
- Levin, M., Jasperse, L., Desforjes, J. P., O'Hara, T., Rea, L., Castellini, J. M., Maniscalco, J. M., Fadely, B., & Keogh, M. 2020. Methyl mercury (MeHg) in vitro exposure alters mitogen-induced lymphocyte proliferation and cytokine expression in Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) pups. *The Science of the total environment*, 725, 138308. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138308>
- Levy, E. H. 2022. Northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) colony establishment and growth in the King Range National Conservation Area, California. *Universidad Estatal de*

Humboldt (Cal Poly Humboldt). 83 p.

- López-Berenguer, G., Peñalver J., Martínez-López E. 2020. A critical review about neurotoxic effects in marine mammals of mercury and other trace elements. *Chemosphere*, 246: 125688. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125688>
- Lowry, M.S., Condit, R., Hatfield, B., Allen, S.G, Berger, R., Morris, P.A., Le Boeuf, B.J. and Reiter, J. 2014. Abundance, distribution, and population growth of the northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) in the United States from 1991 to 2010. *Aquatic Mammals*. 40(1): 20-31.
- Marrujo-Aramburo, G. 209. Éxito reproductivo y concentración de metales pesados en cascarones de huevo de garza morena (*Ardea herodias*) y garza nocturna corona clara (*Nyctanassa violacea*) en la Bahía de Guaymas, Sonora. CIAD. Tesis de Maestría. 100 p.
- Martelli, A., Rousselet, E., Dycke, C., Bouron, A., & Moulis, J. M. 2006. Cadmium toxicity in animal cells by interference with essential metals. *Biochimie*, 88(11), 1807-1814. <https://doi.org/10.1016/j.biochi.2006.05.013>
- Masper, A. 2020. Estado que guarda la población de lobo marino de California (*Zalophus californianus*) en el Golfo de California. Guaymas, Sonora. CIAD. Tesis de Doctorado. CIAD. 138 p.
- Mestre, J., Gauthier, M., Cherel, Y., Harcourt, R., McMahon, C. R., Hindell, M. A., Charrassin, J. B., and Guinet, C. 2020. Decadal changes in blood $\delta^{13}C$ values, at-sea distribution, and weaning mass of southern elephant seals from Kerguelen Islands. *Proceedings. Biological sciences*, 287(1933), 20201544. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.1544>
- Muelbert, M. M., W. D. Bowen and S. J. Iverson. 2003. Weaning mass affects changes in body composition and food intake in Harbour seal pups during the first month of Independence. *Physiological and Biochemical Zoology* 76(3): 418-427.
- Muntaner-López, G., González-Armas, R., Galván-Magaña, F., Lowe, C. G., Elorriaga-Verplancken, F. R., Lorenzi, V., Villalobos, H., & Hoyos-Padilla, E. M. 2023. Use of DDTs and PCBs as chemical tracers in assessing the foraging locations and habits of northern elephant seals from Guadalupe Island (Mexico). *Marine Mammal Science*. <https://doi.org/10.1111/mms.13004>
- McHuron, E. A., Harvey, J. T., Castellini, J. M., Stricker, C. A. and O'Hara, T. M. 2014. Selenium and mercury concentrations in harbor seals (*Phoca vitulina*) from central California: Health implications in an urbanized estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 83(1), 48-57.
- McHuron, E. A., Castellini, J. M., Rios, C. A., Berner, J., Gulland, F. M. D., Greig, D. J., and O'Hara, T. M. 2019. Hair, whole blood, and blood-soaked cellulose paper-based risk assessment of mercury concentrations in stranded California pinnipeds. *Journal of wildlife diseases*, 55(4), 823-833.
- Melin, S. R., R. L. DeLong and D. B. Siniff. 2008. The effects of El Niño on the foraging behavior of lactating California sea lions (*Zalophus californianus californianus*) during the nonbreeding season. *Canadian Journal of Zoology* 86:192-206.
- Murillo-Cisneros, D. A., McHuron, E. A., Zenteno-Savín, T., Castellini, J. M., Field, C. L., and O'Hara, T. M. 2022. Fetal mercury concentrations in central California Pacific harbor seals:

Associated drivers and outcomes. *The Science of the total environment*, 820, 153246. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153246>

- Noren, D. P., Crocker, D. E., Williams T. M., Costa, D. P. 2003. Energy reserve utilization in northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) pups during the postweaning fast: size does matter. *J Comp Physiol B*. 173(5):443-54.
- Owumi, S. E., Otunla, M. T., and Arunsi, U. O. 2023. A biochemical and histology experimental approach to investigate the adverse effect of chronic lead acetate and dietary furan on rat lungs. *Biometals: an international journal on the role of metal ions in biology, biochemistry, and medicine*, 36(1), 201-216. <https://doi.org/10.1007/s10534-022-00472-8>
- Páez-Rosas, D., Moreno-Sánchez X., Tripp-Valdez A., Elorriaga-Verplancken F., Carranco-Narváez S. 2020. Changes in the Galapagos sea lion diet as a response to El Niño-Southern Oscillation around the archipelago. *Regional Studies in Marine Science* 40:101485.
- Páez-Rosas, D., Torres, J., Espinoza, E., Marchetti, A., Seim, H., and Riofrío-Lazo, M. 2021. Declines and recovery in endangered Galapagos pinnipeds during the El Niño event. *Scientific Reports*, 11, 8785. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-88350-0>
- Peterson, SH, Ackerman JT, Costa DP. 2015 Marine foraging ecology influences mercury bioaccumulation in deep diving northern elephant seals. *Proc. R. Soc. B* 282: 20150710.
- Peterson, S., J. T. Ackerman, R. R. Holser, B. I. McDonald, D. P. Costa and D. E. Crocker. 2023. Mercury Bioaccumulation and Cortisol Interact to Influence Endocrine and Immune Biomarkers in a Free-Ranging Marine Mammal. *Environmental Science & Technology* 2023 57 (14), 5678-5692. DOI: 10.1021/acs.est.2c08974
- Puchades, L., S.E. Gallego-Rios, A. Di Marzio, E. Martínez-López. 2022. Trace elements in blood of Baltic gray seal pups (*Halichoerus grypus*) from the Gulf of Riga and their relationship with biochemical and clinical parameters. *Marine Pollution Bulletin* (182) 113973. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113973>
- Qazi, I. H., Angel, C., Yang, H., Zoidis, E., Pan, B., Wu, Z., Ming, Z., Zeng, C. J., Meng, Q., Han, H., & Zhou, G. 2019. Role of Selenium and Selenoproteins in Male Reproductive Function: A Review of Past and Present Evidences Antioxidants (Basel, Switzerland), 8(8), 268. <https://doi.org/10.3390/antiox8080268>
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rea, L. D., Castellini, J. M., Correa, L., Fadely, B. S., & O'Hara, T. M. 2013. Maternal Steller sea lion diets elevate fetal mercury concentrations in an area of population decline. *Science of the Total Environment*, 454-455, 277-282. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.095>
- Robinson, P. W., Costa DP, Crocker DE, Gallo-Reynoso JP, Champagne CD, et al. 2012. Foraging Behavior and Success of a Mesopelagic Predator in the Northeast Pacific Ocean: Insights from a Data-Rich Species, the Northern Elephant Seal. *PLoS ONE* 7(5): e36728.
- Rodríguez-Rafael, E. D. 2021. Caracterización isotópica y de abundancia de elefantes marinos del norte (*Mirounga angustirostris*) del archipiélago San Benito, México, y su relación con anomalías ambientales del Pacífico Nororiental. La Paz, B.C.S. IPN-CICIMAR. Tesis de Maestría. 50 p.

- Rodríguez-Martínez, M. I. 2017. Impacto de las anomalías ambientales del Pacífico noreste sobre las tendencias alimentarias y abundancia del elefante marino del norte del Archipiélago San Benito, México. Tesis de Licenciatura en Biología Marina. UABCS. 54 p.
- Ruiz-Mar, G. 2016. Determinación del periodo de lactancia y cuidado materno en la foca de puerto *Phoca vitulina richardii* y su relación con el disturbio humano en el estero de Punta Banda, Baja California, México. CICESE. Ensenada, Baja California, México. 70 p.
- Salogni, E, Galimberti F, Sanvito S et al. 2019. Male and female pups of the highly sexually dimorphic northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) differ slightly in body size. *Can J Zool* 97:241-250.
- Schulz, T. M. y Bowen, W. D. 2004. Pinniped lactation strategies: Evaluation of data on maternal and offspring life history traits. *Marine Mammal Science*. 20(1):86-114
- Skvortsov, A. N., Ilyechova, E. Y., & Puchkova, L. V. 2023. Chemical background of silver nanoparticles interfering with mammalian copper metabolism. *Journal of hazardous materials*, 451, 131093. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131093>
- Sieber, M., Lanning, N. T., Bunnell, Z. B., Bian, X., Yang, S.-C., Marsay, C. M., et al. 2023. Biological, physical, and atmospheric controls on the distribution of cadmium and its isotopes in the Pacific Ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, 37, e2022GB007441. <https://doi.org/10.1029/2022GB007441>
- Skibniewska, E. M., Skibniewski, M., Kosla, T., & Urbanska-Slomka, G. 2011. Hair zinc levels in pet and feral cats (*Felis catus*). *Journal of Elementology*, 16(3).
- Smith, S.A. and P.L. Barnard. 2021. The Impacts of the 2015/2016 El Niño on California's Sandy Beaches, *Geomorphology*, 377: 107583. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107583>
- Sunderland, E.M., Krabbenhoft, D.P., Moreau, J.W., Strobe, S.A., and Landing, W.M. 2009. Mercury sources, distribution, and bioavailability in the North Pacific Ocean: Insights from data and models. *Global Biogeochemical Cycles*, 23.
- Sicairos-Avitia, S. 2003. Análisis comparativo de las concentraciones de metales pesados en pelo de crías de lobo marino *Zalophus californianus* (Lesson, 1828) que habitan las diversas islas del Golfo de California. Tesis de Maestría. IPN-CIIDIR. 39 p.
- Szteren, D. and D. Aurióles-Gamboa. 2013. Trace elements in bone of *Zalophus californianus* from the Gulf of California: A comparative assessment of potentially polluted areas. *Ciencias Marinas*, 39(3): 303-315.
- Taylor, S., Terkildsen, M., McQuilty, R., Lee, D., Wing-Simpson, A., & Gray, R. 2022. Non-essential heavy metals and protective effects of selenium against mercury toxicity in endangered Australian sea lion (*Neophoca cinerea*) pups with hookworm disease. *Environment international*, 169, 107521. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107521>
- Toro-Valdivieso, C., Jugdaohsingh, R., Powell, J. J., Hoffman, J. I., Forcada, J., Moore, C., & Blacklaws, B. 2023. Heavy metal contamination in pristine environments: lessons from the Juan Fernandez fur seal (*Arctocephalus philippii philippii*). *Royal Society open science*, 10(3), 221237. <https://doi.org/10.1098/rsos.221237>
- Trillmich, F. y Weissing, F.J. 2006. Lactation patterns of pinnipeds are not explained by optimization of maternal energy delivery rates. *Behav Ecol Sociobiol* 60, 137-149.

<https://doi.org/10.1007/s00265-005-015>

- Trukhin, A. M., & Kalinchuk, V. V. 2018. Hair mercury concentrations in the spotted seal (*Phoca largha*) pups from the Sea of Japan. *Environmental science and pollution research international*, 25(27), 27133–27140. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2731-6>
- Vergani, D. F., Stanganelli, Z. B. and Bilenca, D. 2001. Weaning mass variation of southern elephant seals at King George Island and its possible relationship with “El Niño” and “La Niña” Events. *Antarctic Science*, 13 (1). pp. 37-40. DOI 10.1017/S0954102001000062.
- Villegas-Amtmann, S., Simmons, S. E., Kuhn, C. E., Huckstadt, L. A., y Costa, D. P. 2011. Latitudinal range influences the seasonal variation in the foraging behavior of marine top predators. *PloS one*, 6(8), e23166.
- Waisberg, M., Joseph, P., Hale, B., & Beyersmann, D. 2003. Molecular and cellular mechanisms of cadmium carcinogenesis. *Toxicology*, 192(2-3), 95-117. [https://doi.org/10.1016/s0300-483x\(03\)00305-6](https://doi.org/10.1016/s0300-483x(03)00305-6)
- Weijs, L. y Zaccaroni, A. T. 2016. Toxicology of Marine Mammals: New Developments and Opportunities. *Arch Environ Contam Toxicol*. 70(1):1-8. doi: 10.1007/s00244-015-0233-9. PMID: 26499130.
- Weise, MJ, Costa DP, Kudela RM. 2006. Movement and diving behavior of male California sea lion (*Zalophus californianus*) during anomalous oceanographic conditions of 2005 compared to those of 2004. *Geophys Res Lett* 33: L22S10
- Xie, J., Tao, L., Wu, Q., Li, T., Yang, C., Lin, T., Liu, B., Li, G., & Chen, D. 2021. Mercury and selenium in squids from the Pacific Ocean and Indian Ocean: The distribution and human health implications. *Marine pollution bulletin*, 173(Pt A), 112926. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112926>
- Yang, L., Zhang, Y., Wang, F., Luo, Z., Guo, S., & Strähle, U. 2020. Toxicity of mercury: Molecular evidence. *Chemosphere*, 245, 125586. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125586>
- Zwolak, I., & Zaporowska, H. 2012. Selenium interactions and toxicity: a review. *Selenium interactions and toxicity. Cell biology and toxicology*, 28(1), 31-46. <https://doi.org/10.1007/s10565-011-9203-9>
- Zhu, Q., Li, X., & Ge, R. S. 2020. Toxicological Effects of Cadmium on Mammalian Testis. *Frontiers in genetics*, 11, 527. <https://doi.org/10.3389/fgene.2020.00527>