

Tesis para optar al Título de Licenciado en Ciencias Biológicas

Bioacumulación de mercurio en pinnípedos: una evaluación a nivel global

Alex Valdés Gómez







Tutora: Dra. Valentina Franco-Trecu Co-tutor: Dr. Javier García Alonso

> Tribunal: Dr. Álvaro Soutullo Dra. Maite De María Dra. Valentina Franco-Trecu

Agradecimientos

En primer lugar, quiero agradecer a mis tutores por las enseñanzas y apoyo que me brindaron en todo momento para llevar a cabo mi tesis de grado y por su confianza en mí. A Vale, por su paciencia, aportes y buena onda, además de brindarme herramientas que me serán de utilidad en futuras investigaciones. A Javi, por sus aportes que fueron de gran utilidad con respecto a un tema que poco conocía, los cuales sumaron calidad a este trabajo, e impulsarme a ir un poco más allá.

Al tribunal, por sus correcciones y aportes que ayudaron a mejorar mi trabajo, los cuales también me serán muy útiles en futuras investigaciones.

A Anaclara, por brindarme su apoyo con mi trabajo y estar para ayudarme en los momentos que la necesitaba.

A mi hermana Sol, por estar siempre para mí, ayudarme y apoyarme siempre con su buena onda.

A mis amigos, tanto académicos como de la vida, los cuales hicieron mi pasaje por todo este proceso bastante más ameno y divertido. Dándome aportes, apoyándome en los distintos cursos, estudiando conmigo, haciendo que el ambiente siempre sea divertido y lo menos gris posible sin importar las circunstancias.

A mis padres, por permitirme hacer esto posible gracias a su apoyo y cariño incondicional, además de facilitarme muchas cosas. Por sus enseñanzas y guías durante toda mi vida haciendo lo posible para llevarme por buen camino y que nunca me faltara nada. No hay palabras para demostrarles mi gratitud inmensa, por lo que este logro es para ustedes.

¡GRACIAS A TODOS!

RESUMEN4
INTRODUCCIÓN6
Grupo de estudio10
HIPÓTESIS13
OBJETIVOS15
Objetivo General15
Objetivos Específicos15
MÉTODOS15
Enfoque metodológico15
Búsqueda bibliográfica y tratamiento de los datos16
Análisis de los datos18
RESULTADOS20
Variación entre familias y tejidos20
Variación temporal21
Variación espacial23
DISCUSIÓN25
Variación entre familias y tejidos25
Variación temporal26
Variación espacial30
CONCLUSIONES
BIBLIOGRAFÍA
ANEXO45
Tablas de los análisis realizados45
Bibliografía de la base de datos51

ÍDICE

RESUMEN

El mercurio (Hg), un metal traza no esencial, se bioacumula y biomagnifica en las redes tróficas acuáticas, por lo que los depredadores tope marinos pueden ser utilizados como bioindicadores de la salud ambiental. Existen numerosos estudios que determinan los niveles de bioacumulación de Hg total (HgT) en poblaciones de pinnípedos, pero no se han determinado patrones globales que expliquen dicha acumulación. En este contexto, el objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la variación espacio-temporal en los niveles de bioacumulación de HgT en pinnípedos a escala global. Se realizó una búsqueda bibliográfica en Google Scholar en la que se obtuvieron 179 artículos con 2001 valores medios de HgT para diferentes especies, poblaciones, sexos y clases de edad, que se dividieron de acuerdo a los análisis. Se comparó la acumulación de HgT entre familias de pinnípedos considerando diferentes tejidos por medio de un ANOVA de dos vías. Se evaluaron patrones temporales entre 1970 y 2021 y espaciales utilizando los valores absolutos de latitud y longitud, así como hemisferio, como variables explicativas. Además, se evaluó el efecto de las clases de edades (>1 año cría, 1-4 años juvenil, 4-7 años subadulto y <7 adulto) y del sexo de los organismos. En todos los casos se utilizaron modelos lineales lognormal o gamma. Se encontraron diferencias significativas entre familias y tejidos. Los odobénidos presentaron valores significativamente menores que los otáridos y fócidos, probablemente relacionado con su dieta compuesta por moluscos. En tejidos, las diferencias de niveles de Hg se relacionan a su rol en la detoxificación del Hg, teniendo más acumulación el hígado, seguido del riñón y luego del músculo. El análisis de HgT en hígado temporal mostró una interacción significativa entre año y familia, indicando que para los otáridos aumenta en el tiempo, mientras que para los fócidos disminuye. Sin embargo, los niveles de HgT en sangre aumentaron significativamente con el tiempo en ambas familias, lo cual podría relacionarse con el aumento en otáridos en hígado. Esto sugiere que, a lo largo del tiempo, los organismos se

ven expuestos a mayores cantidades de HgEn cuanto a las variaciones espaciales, encontramos que, para los odobénidos, la acumulación de HgT en el hígado disminuye a medida que aumentan los valores absolutos de los grados longitudinales. Esto podría deberse a que a longitudes bajas del hemisferio Norte se encuentran las mayores fuentes de emisiones de Hg (Océano Atlántico Norte) en comparación a las de altas longitudes (Océano Pacífico Norte). En el caso de los fócidos y otáridos, la acumulación de HgT en hígado y sangre disminuye con el aumento de la latitud. Esto podría relacionarse con la distribución de las especies estudiadas y a que la circulación atmosférica determina que haya convergencia hacia zonas intertropicales. Se encontraron menores acumulaciones de HgT en hígado en el hemisferio Sur, esto se debe a las mayores emisiones de Hg por parte del hemisferio Norte con escaso intercambio entre hemisferios. Finalmente, los niveles de Hg variaron significativamente con la edad (adultos y subadultos con mayor acumulación) debido al efecto de la bioacumulación. Este meta-análisis representa el primer intento de evaluar patrones a escala global de la bioacumulación de Hg en depredadores tope marinos, representando un aporte importante considerando la problemática que representa el Hg para la salud ambiental y animal.

Palabras claves: Fócidos, meta-análisis, metal traza, odobénidos y otáridos.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, la contaminación ambiental ha crecido considerablemente, convirtiéndose en uno de los problemas más relevantes en la actualidad. Los contaminantes químicos que impactan los ecosistemas acuáticos pueden ser orgánicos o inorgánicos, y provienen de diversas fuentes (i.e. industrias, áreas urbanas, agricultura, minería y transporte) (Potters, 2013). Entre ellos, la contaminación inorgánica, especialmente por metales, representa una de las amenazas más graves para la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas (Potters, 2013).

Los metales traza son aquellos que se encuentran de forma natural en concentraciones del rango de PPM (partes por millón) en la corteza terrestre, y algunos pueden ser esenciales para la biota. Los no-esenciales son los que no cumplen ninguna función biológica conocida e incluso en muy bajas concentraciones son tóxicos (e.g. Hg) (Jaishankar et al., 2014). El Hg es un metal traza no esencial, tóxico a muy bajas concentraciones, pudiendo causar diversos efectos negativos en la biota, algunos irreversibles (Gaioli et al., 2012). La liberación de Hg a la tropósfera se da por fuentes naturales o específicamente humanas (Gaioli et al., 2012). Las naturales hacen referencia a las liberaciones de Hg debido a procesos en la corteza terrestre, como la actividad volcánica o la erosión de las rocas (Gaioli et al., 2012; UNEP, 2018). Estos eventos movilizan el Hg presente en la Tierra de manera natural, en procesos que llevan miles de millones de años (Selin, 2009; Gaioli et al., 2012). La principal movilización de Hg antropogénico al ambiente (85% de las emisiones), proviene de la combustión de carbón, petróleo y gas, y de las minerías (Gaioli et al., 2012). Otras fuentes antrópicas de Hg es la extracción, procesado y reciclado de minerales, industrias químicas, desechos de lámparas de bajo consumo, producción de cloro-álcali, quema de basura, producción de amalgamas dentales, entre otras (Vostal et al., 1972; Clark, 2001). Todas estas actividades incrementan la liberación de Hg en el

medio ambiente, lo que puede elevar sus niveles en la atmósfera, los suelos, las aguas continentales y los océanos (UNEP, 2013).

En su ciclo biogeoquímico, el Hg se emite a la atmósfera en su forma volátil Hg⁰ (Hg gaseoso), y se libera al agua y a la tierra generalmente en su forma oxidada (Hg²⁺) como resultado de actividades antropogénicas, y de procesos naturales, acumulándose en las plantas, la tierra y/o los cuerpos de agua (en particular los sedimentos del océano profundo) (Gaiolia, 2012; Streets et al., 2019). Desde allí, el Hg puede re-movilizarse, resuspenderse a la columna del agua, incorporarse a la cadena trófica, e incluso revolatilizarse a la atmósfera (Selin, 2009; Zhang et al., 2014). Finalmente, a lo largo de siglos, se elimina de este ciclo global mediante el entierro en sedimentos oceánicos profundos, sedimentos lacustres y suelos subterráneos (UNEP, 2018).

La movilización de Hg antrópico a nivel global está fuertemente relacionada a eventos históricos. Desde la revolución industrial (1760), basada en la quema de carbón, la fundición de minerales de metales básicos y la fiebre del oro en varias partes del mundo, ha habido un incremento de tres a cinco veces en los niveles de Hg atmosférico (UNEP, 2013). Por otro lado, la revolución agrícola, también llamada revolución verde (1960) y el posterior uso de variedades transgénicas, incrementaron notoriamente la deforestación para la intensificación agrícola, así como el uso de fertilizantes y plaguicidas, generando la movilización de Hg (Mainville et al., 2006; Gamby et al., 2015). La deforestación deja el suelo expuesto a la erosión, facilitando el transporte de sedimentos y partículas contaminadas con Hg hacia los cursos de agua, ingresando en su ciclo biogeoquímico, aumentando los niveles de Hg en los ecosistemas acuáticos (Selín, 2009; Dietz et al., 2011; Gaioli et al., 2012; Lamborg et al., 2014). Además, muchos fertilizantes y plaguicidas que se usaron contenían Hg, ya sea como impureza o como ingrediente activo (UNEP, 2013; Ortíz et al., 2014). Otro evento reciente es la industrialización asiática (≈

desde 2010), que genera grandes emisiones de Hg a la atmósfera por medio de la generación de energía basada en combustibles fósiles, coincidiendo con un aumento en los niveles de Hg del Océano Pacífico (UNEP, 2013).

Las emisiones de Hg a la atmósfera alcanzaron su nivel máximo en la década de 1970 (UNEP, 2013). Entre 1990 y 2005, las emisiones antrópicas a la atmósfera se mantuvieron en gran medida constantes, con descensos en Europa y América del Norte que fueron compensados por incrementos en Asia (UNEP, 2013). Además, un análisis de los inventarios disponibles desde 1990 sugiere que las emisiones de ciertos sectores industriales podrían estar comenzando a aumentar nuevamente (UNEP, 2013). El último informe de Global Mercury Assessment 2018 reportó un incremento del 20% de las emisiones de Hg atmosférico del año 2010 al 2015 provenientes principalmente de Asia y América del Sur (UNEP, 2018).

Diversos trabajos han modelado los niveles de Hg^0 en la atmósfera, así como el Hg^{2+} depositado en los océanos y en la superficie terrestre, buscando evaluar patrones espaciales y temporales a nivel global (e.g. Zhang et al., 2014; Kawai et al., 2019). En relación con los ciclos biogeoquímicos del Hg, se reportan acumulaciones más altas en el hemisferio Norte (Pirrone et al., 2010; LI et al., 2021), debido a que la mayoría de las fuentes de emisión se encuentran en países industrializados, cuya mayoría se encuentran en el hemisferio Norte, y al poco intercambio de las corrientes atmosféricas entre hemisferios (Slemr & Langer, 1992; Slemr et al., 2003; Corbitt et al., 2011). Debido a las corrientes atmosféricas de convergencia intertropical, el Hg^0 tiende a concentrarse y acumularse hacía los trópicos (Zhang et al., 2014; Obrist et al., 2018). Luego en los océanos la acumulación de Hg no es homogénea, ya que depende de las corrientes y la edad de las masas de agua, tendiendo a aumentar con la profundidad (Zhang et al., 2014; Obrist et al., 2018; Liu et al., 2021). Por ende, las mayores acumulaciones de Hg se

encuentran en el Océano Pacífico Norte y las menores en las masas de agua jóvenes del Océano Atlántico Norte (Zhang et al., 2014; 2020).

Una vez que el Hg entra al ambiente marino es metilizado por bacterias, y se biodisponibiliza para el resto de la biota como metilmercurio (MeHg). La metilación del Hg inorgánico es un proceso fundamental para que ingrese a las redes tróficas marinas, siendo el MeHg la forma más tóxica y predominante de Hg en la biota, representando ca. 80% del Hg total en los organismos (Scheuhammer et al., 2007, Rosera et al, 2022; Cusset et al., 2023). (UNEP, 2013, 2018; Obrist et al., 2018). La propiedad de bioacumularse en los tejidos implica que su concentración se incrementa a lo largo de la vida de los organismos (Wolfe et al., 1998; NRC, 2000). Además, se biomagnifica, lo que implica que su acumulación aumenta a medida que se incrementa el nivel trófico de la red, siendo los depredadores tope los más propensos a sufrir los efectos tóxicos del Hg (Wolfe et al., 1998; NRC, 2000; Lavoie et al., 2013). Al finalizar en los océanos, y debido a sus propiedades bioacumulativas y biomagnificables en su forma organometálica, se genera un riesgo en la biota, en particular para grandes predadores (Masood et al., 2014; Bilal et al., 2021).

Los depredadores tope marinos como tiburones, odontocetos (delfines) y pinnípedos (morsas, focas, lobos y leones marinos) son considerados buenos biomonitores de los ambientes ya que reflejarán la salud de los ecosistemas que habitan (Goana, 2004; Bossart, 2011; Lavoie et al., 2013). El Hg, incluso en concentraciones bajas, es tóxico y puede generar una variedad de efectos adversos en los organismos, algunos de los cuales pueden ser irreversibles (Gaioli et al., 2012). Estos efectos son nefrotóxicos (i.e. pudiendo causar necrosis tubular aguda, glomerulonefritis inmunológica o síndrome nefrótico) (Tchounwou et al., 2003), inmunotóxicos (e.g. pueden inhibir la proliferación linfocítica) (Das et al., 2008; Kakuschke et al., 2008a; 2008b), neurotóxicos (i.e. incluyen la

disminución de las funciones neurológicas y neuroconductuales) (Depew et al., 2012; Bridges et al., 2016; Landler et al., 2017). Además, puede ser un disruptor endocrino alterando el funcionamiento de ejes endocrinos principales (Wada et al., 2009; Meyer et al., 2014), interfiriendo en la reproducción, pudiendo alterar las dinámicas poblacionales (Klaper et al., 2006; Burgess & Meyer, 2008; Bergeron et al., 2011; Hopkins et al., 2013; Tartu et al., 2013; Eagles-Smith et al., 2018).

Grupo de estudio

Los pinnípedos son mamíferos marinos que se distribuyen en todo el mundo, habitan zonas costeras tanto en el ecuador (Galápagos) como en los polos (Fig.1.) (Berta & Churchill, 2011; Berta, 2018), y utilizan tanto el agua como la tierra en su ciclo de vida (Crocker & Champagne, 2018). Existen 34 especies de pinnípedos, 14 leones y lobos marinos (otáridos), 19 focas (fócidos) y una especie de morsa (odobénidos) (Berta & Churchill, 2011; Berta, 2018). Las focas se encuentran principalmente en aguas polares y subpolares, mientras que los leones y lobos marinos se encuentran principalmente en aguas templadas y tropicales, encontrándose en ambos hemisferios (Berta & Churchill, 2011; Berta, 2018; Costa & McHuron, 2022). En cuanto a las morsas, representada únicamente por la especie Odobenus rosmarus, habitan el Ártico y subártico, teniendo una distribución restringida al hemisferio Norte (Berta, 2018). Su cuerpo aerodinámico, sus aletas y su flexible columna vertebral les permiten nadar con gran destreza (Berta, 2018; Riedman, 2023, Costa & McHuron, 2022). Para protegerse del frío, poseen una capa gruesa de grasa bajo la piel (Liwanag et al., 2012; Berta, 2018; Costa & McHuron, 2022; Riedman, 2023). Sus glóbulos rojos especiales y sus grandes pulmones les permiten aguantar la respiración durante largos períodos (Costa & McHuron, 2022; Riedman, 2023). La dieta de los fócidos y otáridos es principalmente piscívora, mientras la dieta de odobénidos consiste mayoritariamente en crustáceos (Berta & Churchill, 2011; Berta, 2018; Costa & McHuron, 2022; Riedman, 2023).

Los otáridos suelen tener un marcado dimorfismo sexual en la mayoría de las especies, siendo los machos de mayor tamaño que las hembras (Berta, 2018; Campagna & Harcourt, 2021). En cambio, en los fócidos el dimorfismo está predominantemente presente en los elefantes marinos (i.e. macho más grande), siendo en general los machos de igual tamaño que las hembras (Berta, 2018; Campagna & Harcourt, 2021). Finalmente, en los odobénidos el dimorfismo se relaciona con los colmillos, no con el tamaño, ya que los machos tienen colmillos más largos y rectos que las hembras (Campagna & Harcourt, 2021).

Tradicionalmente en estas especies, la medición del Hg se realizaba en tejidos donde el Hg tiende a acumularse, como ser hígado, riñón y músculo, obtenidos de individuos muertos, lo que podría sesgar los resultados, generando un sesgo de mortalidad selectiva al no tener en cuenta a los individuos vivos, así como un sesgo relacionado con las causas de muerte, ya que los individuos podrían haber muerto por diversas razones (Gerpe et al., 1990; Veinott & Sjare et al., 2006; Hoseini et al., 2022). En los últimos años, se ha comenzado a analizar también la concentración de Hg en sangre a partir de individuos vivos, representando a la población saludable. Además, los niveles de Hg en la sangre reflejan la concentración del metal que se transporta proveniente de la dieta, y que luego se eliminará parcialmente y se bioacumulará en tejidos específicos, como el hígado y los riñones (Bridges & Zalups, 2010).

Dentro de los pinnípedos los fócidos son los organismos más muestreados en cuanto a la bioacumulación de HgT (n=1853), debido a su amplia distribución. Además, se ha

evaluado la bioacumulación de Hg en diferentes clases de edad y sexo, lo que proporciona una visión más detallada en comparación con otros grupos de pinnípedos.

La exposición a altos niveles de Hg en pinnípedos puede conllevar a diversos impactos en la salud de estos animales, como ser la disminución en el número y viabilidad de células linfocíticas, efectos en la actividad metabólica o capacidad de sintetizar ADN y ARN, e inmunosupresión (Phoca vitulina) (Das et al., 2008). En la foca vitulina (Phoca vitulina) del Mar del Norte, se encontró que los metales en general impactan en el sistema inmunológico, específicamente se vio in vitro que puede generar un efecto inmunosupresor/citotóxico sobre la proliferación linfocítica (Kakuschke et al., 2008b). También, se ha reportado una mayor propensión a neumonía e infecciones bacterianas en dos especies de pinnípedos (Neophoca cinerea y Phoca vitulina) (Bennett et al., 2001; Kakuschke et al., 2005; Das et al., 2008; Taylor et al., 2022). Otra investigación in vitro en Phoca vitulina encontró que los linfocitos en individuos juveniles pueden ser más susceptibles a la toxicidad del Hg en comparación con los linfocitos de adultos (Kakuschke et al., 2009). Además, un estudio realizado in vitro en sangre de leones marinos de Steller (Eumetopias jubatus) sugiere que las funciones inmunitarias en estos individuos se vieron afectadas debido al Hg, donde concentraciones de $0.1 \,\mu g/g$ de MeHg generaron una disminución del 50% de expresión de citosinas (Levin et al., 2020)



Figura 1. Representación de la distribución de las especies de pinnípedos en el mundo (Modificado de NGS, n.d.).

HIPÓTESIS

1- Debido a que los fócidos y otáridos principalmente se alimentan de peces y calamares, mientras que los odobénidos principalmente consumen crustáceos (Berta & Churchill, 2011; Riedman, 2023), y a que el Hg se biomagnifica en la red trófica (Wolfe et al., 1998; NRC, 2000; Lavoie et al., 2013), se espera que fócidos y otáridos, presenten mayor acumulación de HgT que los odobénidos.

2- De acuerdo con estudios en pinnípedos que analizan diversos tejidos, es de esperar que las mayores acumulaciones de Hg se encuentren en el hígado (Van Hoomissen et al.,

2015; Houde et al. 2020; Ometere-Boyi et al., 2021), relacionado con su rol como principal órgano en la detoxificación de Hg (Di Simplicio et al., 1993; Clarkson & Magos, 2006; Dave et al., 2023). Por otro lado, los riñones, órganos que permiten eliminar xenobióticos, funcionan como un segundo filtro para el Hg (Di Simplicio et al., 1993; Clarkson & Magos, 2006; Dave et al., 2023), por lo que se espera que presenten también acumulaciones elevadas de Hg, mientras se predice que el músculo presente los menores valores.

4- Se espera un incremento de la acumulación de Hg en pinnípedos con los años, debido al incremento de emisiones atmosféricas del Hg desde la revolución industrial, agrícola y la posterior industrialización asiática, considerando que el Hg no se degrada con el tiempo (Gaioli et al., 2012; Sonke et al., 2023).

3- Debido a la circulación atmosférica con convergencia hacia zonas intertropicales, las acumulaciones de Hg aumentarán en pinnípedos a medida que disminuye la latitud (Zhang et al., 2014; Sprovieri et al., 2017; Obrist et al., 2018). Por tanto, se espera que las poblaciones que se distribuyen y alimentan en latitudes más bajas, presenten mayores acumulaciones de Hg. Por otro lado, en relación a la longitud, se deposita más Hg en longitudes bajas (i.e. Océano Atlántico Norte) y altas (i.e. Océano Pacífico Norte), esperando que los odobénidos que habitan en dichas longitudes presenten mayor acumulación de Hg respecto a las otras poblaciones (Obrist et al., 2018). Por otro lado, se espera encontrar mayores niveles de Hg en las poblaciones de Hg y a que existe una limitada transferencia de gases entre hemisferios (Slemr et al., 2003; Selin 2009; Corbitt et al., 2011; Gaioli et al., 2012: LI et al., 2021).

Finalmente, tanto en el análisis temporal como espacial, se espera una relación positiva de la acumulación de Hg con la clase de edad, siendo los adultos los que presenten mayores valores de Hg, debido a que el mismo se bioacumula en los organismos con la edad (Wolfe et al., 1998; Julshamn & Grahl-Nielsenet, 2000). No se espera un efecto del sexo en los niveles de Hg, porque la mayoría de las especies de fócidos no presentan un marcado dimorfismo sexual en comparación con otáridos, y por tanto no habría restricciones morfológicas, en relación al tamaño de presas a las que podrían acceder ambos sexos (Bones & Bowen 1996).

OBJETIVOS

Objetivo General

Evaluar la variación espacio-temporal en los niveles de bioacumulación de Hg en pinnípedos a escala global.

Objetivos Específicos

- 1) Comparar la acumulación de HgT entre las familias y tejidos en pinnípedos.
- Evaluar la variación temporal de la bioacumulación de HgT en pinnípedos a escala global, evaluando el efecto de la clase de edad y sexo de los individuos.
- Evaluar la variación espacial de la bioacumulación de HgT en pinnípedos a escala global, evaluando el efecto de la clase de edad y sexo de los individuos.

MÉTODOS

Enfoque metodológico

Se realizó un meta-análisis que consiste en un conjunto de técnicas estadísticas utilizadas para analizar bases de datos compuestas a partir de los resultados de varios estudios independientes en una temática en particular, con el objetivo de hacer una síntesis cuantitativa y/o cualitativa de los resultados (Fernández-Ballart et al., 1991; Hedges & Tipton, 2010). Este tipo de análisis pretenden evaluar la existencia de patrones a diferentes escalas (Berman et al., 2002), ya que, al combinar resultados de varios estudios, se logra un tamaño muestreal, que es difícil de obtener por una persona o un grupo de trabajo, permitiendo responder preguntas a escalas mayores (Sandoya, 2008).

Búsqueda bibliográfica y tratamiento de los datos

Se realizó una búsqueda bibliográfica en Google Scholar con las palabras clave "mercury" OR "Hg*" AND "bioaccumulation" OR "concentration" AND "pinnipeds" OR "fur seal" OR "sea lion" OR "seal" OR "walrus". Se utilizo Google Scholar debido a que es libre y contiene más variedad de artículos académicos. De la búsqueda se obtuvieron 4.253 artículos (Tabla 1). Todos esos artículos fueron revisados y se utilizaron únicamente aquellas publicaciones científicas arbitradas en las que hubo una medición de Hg en algún tejido de alguna especie de pinnípedo, sin incluir aquellas en las que se mencionaban posibles contaminaciones en las muestras, dando como resultado 189 artículos (Tabla 1). Los datos de los estudios recopilados se sistematizaron en una planilla digital, registrando las siguientes variables: año, familia, especie, tejido, sexo, clase de edad, ubicación geográfica (latitud, longitud, hemisferio) y acumulación/concentración de Hg según correspondía. Posteriormente, los datos fueron revisados por medio de análisis descriptivos y exploratorios, en los casos que fue necesario, fueron corregidos errores de tipeo en la planilla o en los artículos. Además, se obtuvieron valores a nivel poblacional, (i.e. si en el artículo había varios datos de individuos con información de su clase de edad y sexo, se promediaban los que tenían la misma clase de edad y sexo, con la finalidad de utilizar esos datos para el análisis). Los datos recolectados se encontraban en diferente forma de Hg (Hg orgánico, Hg inorgánico, HgT), por lo que para los análisis utilizamos el HgT el cual implicaba una menor perdida del tamaño muestreal y las otras formas se descartaron para los análisis, quedándonos con datos de 181 artículos (Tabla 1). Además, se encontraban en diferentes unidades (peso húmedo y peso seco), por lo que, a partir del porcentaje de agua que presentan los órganos de los mamíferos, se transformaron a peso seco con la siguiente ecuación:

acumulación de HgT en peso seco =
$$rac{acumulación de HgT en peso húmedo}{(1 - \% de agua en el órgano)}$$

En este caso nos basamos en el promedio de porcentajes ya reportados para órganos de humanos, ya que estos porcentajes fueron comparados con algunos reportados en pinnípedos, llegando a la conclusión de que son muy similares (DNR., s.f.; Malcolm et al., 1994). Finalmente, como resultado de pasar todos los valores a peso seco para cada tejido nos quedamos con 2001 datos de 179 artículos (Tabla 1).

Los tejidos más muestreados en las tres familias fueron principalmente el hígado (fócidos n=616, otáridos n=64 y odobénidos n=18), seguido del riñón hígado (fócidos n=239, otáridos n=42 y odobénidos n=4) y el músculo (fócidos n=367, otáridos n=26 y odobénidos n=16), los demás tejidos, a excepción de la sangre en fócidos (n=76) y otáridos (n=54), carecían de datos suficientes para ser comparables entre familias. En los casos en que se reportó un rango y no el año de colecta, se asignó el promedio correspondiente, siempre que el rango no excediera los 6 años. Los datos que excedían un rango de 6 años, no se tuvieron en cuenta para el análisis temporal. En el caso de los artículos que no brindaban las coordenadas geográficas, se usaron las coordenadas geográficas del sitio de colecta indicado. Debido a la pérdida de tamaño muestral que conlleva la falta de datos, se separó el análisis espacial del temporal. Para hacer los

análisis espaciales y temporales se separaron los fócidos y otáridos de los odobénidos, ya que esta última familia tiene una distribución restringida al hemisferio Norte, con amplia variación longitudinal. Además, los análisis espaciales y temporales se realizaron principalmente en hígado, por ser el tejido que presenta mayor volumen de datos. Dentro de los pinnípedos, los fócidos son los organismos más muestreados en cuanto a la bioacumulación de HgT (n=1853), gracias a su amplia distribución. Debido a esto, se seleccionaron únicamente los fócidos para analizar las diferencias entre sexos y las diferentes clases de edad, lo que proporciona una visión más detallada en comparación con otros grupos de pinnípedos.

 Tabla 1. Número de artículos filtrados en cada paso a partir de la búsqueda bibliográfica y según

 el análisis (diferencias entre familias y tejidos, análisis espacial y temporal)

Filtro (pasos)	Artículos (%)
Búsqueda bibliográfica	4253 (100)
Medidas de Hg en pinnípedos	189 (4,44)
Medidas de HgT	181 (4,26)
Peso seco en cada tejido	179 (4,21)
Diferencias entre familias y tejidos	127 (2,99)
Análisis espacial: odobénidos hígado	10 (0,24)
Hígado en fócidos y otáridos	111 (2,61)
Hígado, clases de edad y sexo en fócidos	29 (0,68)
Sangre en fócidos y otáridos	22 (0,52)
Análisis temporal: odobénidos hígado	9 (0,21)
Hígado en fócidos y otáridos	94 (2,21)
Hígado, clases de edad y sexo en fócidos	27 (0,63)
Sangre en fócidos y otáridos	18 (0,42)

Análisis de los datos

Se evaluó, a través del paquete de R fitdistrplus (Marie & Dutang., 2015), la distribución para cada set de datos, para utilizar los modelos lineales adecuados: log-normal o gamma. En todos los casos se inició por el modelo completo y se simplificó paso a paso eliminando las variables no significativas. La selección de los modelos se realizó por medio del criterio de información de Akaike (AIC). Todos los análisis se realizaron en el software libre R versión 4.3.1 (R Core Team, 2023). Se intentó realizar modelos completos con varias de las variables juntas, pero debido a la pérdida del tamaño muestral se decidió separar los modelos. Inicialmente, para realizar una descripción general de la base de datos, se evaluaron diferencias en HgT entre familias y tejidos (n= 1392) por medio de un ANOVAs de 2 vías. Posteriormente, para cumplir con los distintos objetivos se generaron diferentes sets de datos que tuvieron diferentes tamaños en función de la presencia de la información presente en las variables que se utilizaron como independientes.

Análisis temporal:

1- HgT en hígado de odobénidos en función del año de colecta (n=13)

2- HgT en hígado de fócidos y otáridos en función del año y hemisferio (n= 585)

3- HgT en hígado de fócidos en función del año, clase de edad y sexo (n= 192)

4- HgT en sangre de fócidos y otáridos en función del año (n= 109)

```
Análisis espacial:
```

1- HgT en hígado de odobénidos en función de latitud y longitud (n= 18)

2- HgT en hígado de fócidos y otáridos en función de la latitud y hemisferio (n= 680)

3- HgT en hígado de fócidos en función de la latitud, clase de edad y sexo (n= 199)

4- HgT en sangre de fócidos y otáridos en función de la latitud (n= 128)

Para la latitud y longitud se consideró su valor absoluto. El análisis temporal y espacial utilizando el HgT reportado en sangre podría ofrecer una representación más precisa y representativa de la población saludable, evitando posibles sesgos.

RESULTADOS

Variación entre familias y tejidos

Hubo un efecto significativo de la interacción entre familias y tejidos. Dentro de cada familia la acumulación de HgT fue mayor en hígado (p<0,001), seguido del riñón (p<0,05) y la menor fue en músculo (p<0,001) (Tabla A1, Figura 2). Para todos los tejidos, los odobénidos (hígado= 13,93 \pm 19,56; riñón= 0,83 \pm 0,49; músculo= 0,22 \pm 0,18) presentaron valores menores que los fócidos (hígado = 59,59 \pm 102,83; riñón= 8,60 \pm 12,71; músculo= 4,17 \pm 12,16) y otáridos (hígado = 89,34 \pm 129,92; riñón= 3,99 \pm 5,35; músculo= 2,14 \pm 1,75) (media \pm SD de HgT en peso seco) (p<0,001 en todos los casos), sin diferencias entre los dos últimos. La interacción significativa (Tabla A1), indica que en fócidos la acumulación de HgT en el hígado es menor que en otáridos (p<0,05), pero mayor en riñón y músculo (p<0,001).



Figura 2. Acumulación de HgT (µg/g, peso seco) para fócidos, otáridos y odobénidos en músculo, riñón e hígado.

Variación temporal

No se encontraron diferencias significativas en la acumulación de HgT en los odobénidos con los años (p=0,13) (Tabla A7, Figura 5).



Figura. 3. Acumulación de HgT (μ g/g, peso seco) en el hígado de odobénidos, en función del año de muestreo.

Se encontró una interacción significativa entre año y familia (p<0,05), evidenciando que el HgT en hígado aumenta con el tiempo en los otáridos, mientras que disminuye en los fócidos (Tabla A8, Figura 6 (a)). Asimismo, las poblaciones del hemisferio Norte presentan mayores niveles de HgT en hígado (p<0,001) (Tabla A8, Figura 6 (a)). En el hígado de fócidos, la acumulación de HgT decrece con el tiempo (p<0,001) y aumenta con las clases de edad (p<0,001), excepto en los subadultos, que no mostraron diferencias significativas respecto a los adultos (p=0,57) (Tabla A9, Figura 6 (b)). No se encontraron diferencias significativas entre sexos (Tabla A9). Por último, las concentraciones de HgT en sangre mostraron un incremento con el tiempo para ambas familias (p<0,001), sin diferencias entre estas (Tabla A10, Figura 6 (c)).



Figura. 4. Acumulación de HgT (μ g/g, peso seco) en el hígado de fócidos y otáridos del hemisferio Sur (S) y hemisferio Norte (N) (a), en hígado de fócidos de diferentes clases de edad (b) y concentración de HgT (μ g/g, peso seco) en la sangre de fócidos y otáridos, todos en función del año de muestreo.

Variación espacial

La acumulación de HgT disminuyó significativamente con el aumento del valor absoluto de la longitud en odobénidos (p<0,01) (Tabla A2, Figura 3). No se encontraron diferencias significativas con la latitud (p = 0,60) (Tabla A2).



Figura. 5. Acumulación de HgT (μ g/g, peso seco) en el hígado de odobénidos, en función de la longitud (°) de muestreo.

En general, los niveles de HgT en hígado y sangre de fócidos y otáridos disminuyen significativamente a mayores latitudes (p<0,01) (Figura 4). Las poblaciones del hemisferio Sur tienen acumulaciones de HgT en hígado menores con un p-valor marginal (p=0,1) (Tabla A3, Figura 4 (a)). Hubo un incremento de los niveles de HgT en el hígado de fócidos asociado con las clases de edad y no se encontraron diferencias significativas entre sexos (p<0,001) (Tabla A4, Figura 4 (b)). Sin embargo, los subadultos no muestran diferencias significativas respecto a los adultos en el modelo (Tabla A4). En el caso de los otáridos, se detectan niveles más elevados de HgT en sangre (p<0,001), con una

disminución más marcada en las zonas de mayor latitud (p<0,01) (Tabla A6, Figura 4

(c)).



Figura. 6. Acumulación de HgT (μ g/g, peso seco) en el hígado de fócidos y otáridos del hemisferio Norte (N) y Sur (S) (a), en el hígado de fócidos de diferentes clases de edad (b) y concentración de HgT (μ g/g, peso seco) en la sangre de fócidos y otáridos (c), todos en función de la latitud (°) de muestreo.

DISCUSIÓN

Variación entre familias y tejidos

Es altamente probable que las diferencias entre las familias (Tabla A1, Figura 2), se relacionen con sus hábitos alimenticios. Mientras los odobénidos se alimentan principalmente de crustáceos, los fócidos y otáridos de peces y calamares, organismos que se encuentran en niveles superiores de la red trófica, por lo que presentan mayor acumulación de HgT (Berta, 2018; Costa & McHuron, 2022; Riedman, 2023).

La interacción entre familias y tejido podría deberse a múltiples factores. Diferencias en la fisiología hepática de los fócidos (e.g. en las tasas de filtración o almacenamiento de Hg) podrían hacer que la bioacumulación en este tejido siga un patrón diferente al de otras familias, no se sabe mucho al respecto.

La acumulación de HgT promedio en hígado de cada familia, no supera el umbral toxicológico de Hg reportado para mamíferos marinos (203,3 μ g/g, peso seco) (Rawson et al., 1993). En el caso del riñón y músculo no se ha reportado un umbral toxicológico para mamíferos marinos. Sin embargo, se ha utilizado para el riñón el umbral descrito para hígado, el cual no se ve superado en este tejido (Dietz et al., 2013).

El hígado presentó la mayor acumulación de HgT (Tabla A1, Figura 2), lo que probablemente se relacione con que es el órgano responsable de la desintoxicación sistémica. Presenta una batería de proteínas (e.g. metalotioneínas, Glutatión S-transferasa) ricas en cisteína, la cual se une fuertemente al Hg formando complejos inactivos (Clarkson & Magos, 2006; Manceau et al., 2021a, 2021b; Dave et al., 2023). A su vez el riñón actúa como un segundo gran filtro, y también presenta metalotioneínas, lo que podría explicar porque este tejido presenta valores altos, pero menores que en el hígado (Di Simplicio et al., 1993; Dave et al., 2023). No obstante, la investigación sobre

el mecanismo de acción de estas proteínas en la detoxificación del Hg es un campo emergente, y se requiere una mayor profundización en los procesos bioquímicos subyacentes. El músculo, presenta las menores acumulaciones de HgT (Tabla A1, Figura 2). Esto puede relacionarse con la distribución que toma el Hg una vez que sale del hígado o de los riñones, escapando cierto contenido de este metal a la sangre y depositándose en el músculo como uno de los tejidos diana (i.e. tejido como objetivo principal al que se dirige el Hg) (Clarkson & Magos, 2006).

Variación temporal

Contrario a la hipótesis temporal propuesta, no cambiaron los niveles de HgT entre los años 1975 y 2017 en odobénidos (Tabla A2, Figura 3). Esto podría deberse a una disminución en las emisiones industriales de Hg atmosférico en el hemisferio Norte, donde habitan los odobénidos (Obrist et al., 2018). Se ha reportado una disminución en las emisiones de Hg antrópica a la atmósfera entre los años 1990 y 2010 en Europa y Estados Unidos (Faïn et al. 2009; Enrico et al. 2017), con disminuciones en las acumulaciones atmosféricas de Hg^0 y la deposición húmeda de Hg^{+2} (i.e. Faïn et al. 2009; Enrico et al. 2017). Además, reconstrucciones históricas recientes sugieren que se alcanzó el pico máximo de Hg⁰ atmosférico en 1970, donde luego fue disminuyendo a los niveles reportados en 2010 en Global Mercury Assessment 2013 (Faïn et al. 2009; Enrico et al. 2017). Pese a esto, si bien disminuyeron en la atmósfera podrían haberse mantenido constantes en los océanos desde ≈1970, debido a los efectos acumulativos de emisiones previas (UNEP, 2018). Esto podría explicar la falta de variación en los niveles de HgT observados en odobénidos en este período. Además, en los reportes de Global Mercury Assessment 2018, se habla de aumentos en las emisiones debido a la industrialización asiática (2015) compensando la disminución en las emisiones de América del Norte y

Europa (UNEP, 2018). Dado el desfase en el intercambio Hg atmósfera-océano, la bioacumulación en la biota podría tardar en reflejar estos cambios; esto significa que los niveles de Hg en poblaciones de odobénidos podrían aumentar en el futuro (UNEP, 2013). Otra limitante para los datos de odobénidos, es que son en su mayoría hasta \approx 2010, momento en que los niveles de Hg podrían haber sido constantes en los océanos desde \approx 1970, por lo que no se alcanza a ver el impacto del aumento de las emisiones asiáticas (\approx 2010).

En el caso de los fócidos la acumulación de HgT disminuyó entre los años 1970 y 2020 (Tabla A3, Figura 4). Esta variación temporal puede estar relacionada a un esfuerzo de muestreo diferencial realizado a lo largo del tiempo, o a las especies de fócidos estudiadas. Los primeros estudios de bioacumulación de Hg en fócidos datan de 1970 en el hemisferio Norte, mientras que a partir de 1980 se empiezan a publicar estudios en el hemisferio Sur, en particular para la Antártida, ambiente poco afectado por las actividades antrópicas (Wagemann et al., 1981; Mcclurg et al., 1984). La disminución aparente en los niveles de HgT podría explicarse por el aumento de estudios en el hemisferio Sur, donde los niveles de contaminación son más bajos, en contraste con los del Norte, donde las emisiones de Hg atmosférico han sido históricamente mayores debido a la industrialización (Li et al., 2021). Además, hay un escaso intercambio gaseoso entre hemisferios por lo que los contaminantes del hemisferio Norte no pasaban al Sur (Slemr et al., 2003; Selin 2009; Corbitt et al., 2011).

Los niveles de HgT en hígado de otáridos y en sangre de fócidos y otáridos han aumentado desde el año 1970 hasta el año 2020 (Tabla A3, A4, Figura 4). El incremento podría estar relacionado con eventos históricos que provocaron un aumento en las emisiones globales de Hg. Entre estos eventos, destaca principalmente la Revolución Industrial (1760), que, aunque ocurrió antes del periodo de recolección de los datos, tuvo

un impacto cuyas emisiones de Hg persisten en los cuerpos de agua y la atmósfera (UNEP, 2013; Gaioli et al., 2012; UNEP, 2018). Esta causó las mayores emisiones atmosféricas de Hg, que se fueron depositando tanto en sustratos marinos como terrestres. Más recientemente, la revolución agrícola (1960), generó una deforestación múltiple, provocando una mayor movilización de este metal hacia el agua, dejando a los individuos expuestos a efectos causados por este metal (Mainville et al., 2006; Gamby et al., 2015). Además, la reciente industrialización asiática (1084 toneladas de Hg emitidas al aire en 2015) generó aumentos en las emisiones atmosféricas que pudieron contribuir en gran medida a aumentar los niveles de Hg del Océano Pacifico Norte, con potenciales efectos sobre las poblaciones presentes en esa región (UNEP, 2018). Asimismo, el aumento de HgT en la sangre de fócidos y otáridos a lo largo del tiempo podría estar relacionado con el hecho de que más del 50% de los datos provienen de Estados Unidos y Canadá, países que históricamente han registrado altas emisiones atmosféricas de Hg (Zhang et al., 2014; Obrist et al., 2018).

Estas contradicciones presentes en los análisis temporales se podrían relacionar en gran medida con la complejidad del ciclo biogeoquímico del Hg. El Hg en su forma órganometálica debido a actividad bacteriana, es la forma en la cual entra principalmente el Hg a la red trófica, y es el 80% del HgT que presentan los organismos (Scheuhammer et al., 2007, Rosera et al, 2022; Cusset et al., 2023). Las áreas con alta deposición de Hg no siempre presentan altos niveles de MeHg, lo que implica que su acumulación en las redes tróficas no es directamente proporcional (UNEP, 2018). Por otro lado, regiones con baja deposición de Hg pueden, sin embargo, mostrar concentraciones elevadas de MeHg en peces y depredadores (UNEP, 2018). Debido a esto, los niveles de HgT en los organismos podrían depender de los niveles de metilación en los cuerpos de agua, los cuales van a depender de la región (UNEP, 2018). Por ende, se verían como resultado estas

incongruencias, ya que ambas familias, si bien comparten áreas de su distribución, suelen distribuirse de manera diferencial (Berta, 2018; Costa & McHuron, 2022).

Como hipotetizamos la acumulación de HgT en el hemisferio Sur a lo largo del tiempo son menores que en el hemisferio Norte (Tabla A3, Figura 4). Esto se debe a que las emisiones de Hg atmosféricas son mayores en el hemisferio Norte, debido a la mayor industrialización y al escaso intercambio gaseoso entre hemisferios (Slemr et al., 2003; Selin 2009; Corbitt et al., 2011; Gaioli et al., 2012). Además, si bien se mencionaba que las emisiones en el Norte (1433 toneladas de Hg emitidas al aire en 2015) habían disminuido en Europa y Norteamérica, estas siguen siendo mayores que en el Sur (787 toneladas de Hg emitidas al aire en 2015) (LI et al., 2021). Los océanos aún muestran los efectos de las emisiones antrópicas pasadas (revolución industrial), mientras que también se pueden observar las consecuencias de los incrementos recientes (UNEP, 2018). Aparte de eso, en Global Mercury Assessment 2018 reporta que actualmente América del Sur (409 toneladas de Hg emitidas al aire en 2015) y África subsahariana (360 toneladas de Hg emitidas al aire en 2015) se encuentran en segundo y tercer puesto respectivamente, en cuanto a emisiones de Hg. Estas emisiones no se acercan a las emisiones en conjunto del hemisferio Norte, pero estos aumentos en emisiones del Sur son preocupantes y deben atenderse.

La acumulación de HgT en hígado de fócidos dependió de la edad de los individuos (Tabla A4, Figura 4), ya que este metal se bioacumula a lo largo de la vida (Wolfe et al., 1998; Julshamn & Grahl-Nielsenet, 2000). Es importante notar que los individuos subadultos presentan mayor acumulación que los adultos (que en general son hembras) (Tabla A4, Figura 4). Esto probablemente se relaciona con que los datos de subadultos eran pocos (8) en comparación a las demás clases de edad (>18), por lo que esos individuos podrían haber tenido altos niveles de Hg, sesgando el resultado. Además, en

esta clase de edad solo son machos, en hembras esta clase de edad no se puede diferenciar de las adultas. Los machos subadultos muestreados podrían haber sido de tamaño similar o mayor a las hembras adultas. Esto permitiría que puedan alimentarse de animales más grandes, por tanto, de niveles tróficos mayores e implicaría un mayor contenido de Hg en las presas (Stewart et al., 1997).

El hecho de que no se hayan encontrado diferencias entre sexos en fócidos (Tabla A4, Figura 5), puede deberse a que en esta familia la mayoría de las especies no presentan dimorfismo sexual (Costa & McHuron, 2022). Por lo tanto, al utilizar agrupaciones de especies de fócidos con distinta distribución no hay diferencias en la masa corporal entre sexos, lo que implica que no hay un impedimento morfológico en relación al tamaño de las presas a las que podrían acceder.

Variación espacial

Se encontró una relación lineal significativa entre la acumulación de THg en hígado y la longitud en los odobénidos. La acumulación de HgT es mayor en longitudes más bajas del hemisferio Norte (Tabla A6, Figura 5). Esto puede deberse a que las mayores fuentes de emisiones de Hg atmosférico suelen encontrarse en la costa del océano Atlántico Norte y Mar del Norte (Pirrone et al., 2010; Zhang et al., 2014). Los odobénidos habitan en el océano Pacífico Norte y el Atlántico Norte, sin embargo, las poblaciones del Atlántico presentan menor abundancia y una disminución más pronunciada (Higdon & Stewart, 2018). Esta disminución podría estar relacionada con la contaminación, siendo el Hg un posible factor principal. No obstante, la acumulación de Hg debería ser elevada también en longitudes altas, ya que en el Pacífico Norte (i.e. dentro de la distribución de las morsas) se concentra una mayor cantidad de Hg (entre 0,7-0,9 p M de 0 a 1000 m de profundidad y entre 1,0–1,3 p *M* de 1000 a 3000 m de profundidad). Esto se debe a que este metal se deposita en esas zonas de aguas profundas y antiguas (Zhang et al., 2014;

Obrist et al., 2018). En las últimas décadas existiría una disminución en los aumentos de Hg en las aguas del Atlántico Norte (i.e. longitudes bajas) mientras que la tendencia en el Pacífico Norte es de aumentar las concentraciones de Hg desde mediados de la década de 1980 (Sunderland et al. 2009; Bowman et al. 2016). Esto puede atribuirse al mayor depósito atmosférico de Hg proveniente del continente asiático (desde \approx 2010), dicho evento coincide con aumentos de Hg en las profundidades de 200 a 1000 m (Sunderland et al. 2009; Bowman et al. 2016). La ausencia de un aumento evidente en las longitudes altas podría explicarse porque los océanos aún no han alcanzado un equilibrio con los niveles actuales de Hg en la atmósfera (UNEP, 2013, 2018). La respuesta de los sistemas marinos podría ser significativamente más lenta que la atmosférica, lo que retrasaría la percepción de un incremento en los niveles de Hg. A largo plazo, esto podría afectar en mayor medida a las poblaciones del Pacífico debido a la acumulación progresiva de este contaminante (UNEP, 2013, 2018).

En los análisis de HgT en hígado y sangre de fócidos y otáridos, se identificó una relación lineal significativa entre los niveles de este metal y la latitud (Tabla A7, A8, A9). La disminución de HgT con el aumento de la latitud en otáridos y fócidos (Figura 6), puede estar relacionada con la circulación atmosférica que determina que haya convergencia hacia zonas intertropicales (Zhang et al., 2014; Sprovieri et al., 2017; Obrist et al., 2018; LI et al., 2021). Estos factores determinan que haya mayores acumulaciones de HgT en latitudes bajas y medias de ambos hemisferios. Estudios recientes de la distribución global del Hg, indican que hay altas concentraciones de Hg⁺² en la tropósfera libre de las regiones tropicales y subtropicales (Zhang et al., 2014; Horowitz et al. 2017). También, se estima que hasta el 50% de la deposición húmeda total de Hg⁺² a nivel mundial ocurre en los océanos tropicales (Horowitz et al. 2017; Obrist et al., 2018). Además, los altos niveles de Hg⁰ en el agua de mar sugieren una mayor emisión oceánica de Hg⁰ en la zona

de convergencia intertropical, lo que podría estar generando un aumento de la deposición de Hg^{+2} en esa región (Obrist et al., 2018). La tropósfera tropical y subtropical juega un papel crucial en el ciclo del Hg, actuando como un reservorio importante de Hg^{+2} y una fuente significativa de Hg^{0} atmosférico (Zhang et al., 2014; Giang et al. 2015; Obrist et al., 2018). Esto sustenta la hipótesis descrita anteriormente, que las poblaciones de pinnípedos presentan la misma tendencia a acumular mayor nivel de Hg en latitudes bajas y medias.

El análisis de los niveles de HgT en sangre mostró diferencias significativas entre familias (Tabla A9, Figura 6). Al analizar la variación espacial de la concentración de HgT en sangre en organismos vivos nos permite representar a la población sana, a diferencia de los demás tejidos, en los cuales el Hg tiende a acumularse y la medición implica al individuo muerto, descartando de esta manera la posibilidad de un sesgo hacía los organismos muertos. Además, los niveles de HgT en la sangre reflejan el transporte de este proveniente de la dieta, y que posteriormente se acumula en los tejidos diana (i.e. hígado, riñón, pelo, etc.) (Bridges & Zalups, 2010). Los otáridos presentaron niveles más elevados de HgT en sangre, con una disminución más marcada en latitudes más altas (Tabla A9, Figura 6). En su mayoría los datos de fócidos son de latitudes altas del hemisferio Sur y Norte donde la acumulación de Hg es menor. Por el contrario, los otáridos se encuentran principalmente en latitudes medias y bajas donde se deposita el Hg principalmente, habiendo un cambio más marcado en ellos a medida se alejan del ecuador. Estas diferencias entre familias podrían relacionarse con la distribución diferencial, la distribución de los fócidos abarca latitudes mayores (Berta, 2018; Costa & McHuron, 2022), además podría ser afectado por otros factores (e.g. presentar distintos hábitos tróficos según la latitud).

La diferencia entre hemisferios (Tabla A7, Figura 6), probablemente esté asociada a que las emisiones de Hg atmosférico son mayores en el hemisferio Norte, como se mencionó anteriormente en el análisis temporal (Slemr et al., 2003; Pirrone et al., 2010; Corbitt et al., 2011: LI et al., 2021). El dato marginal que presenta la diferencia entre hemisferios podría sugerir que aún hacen falta más datos en el hemisferio Sur para observar una significancia clara. Aunque se ha observado un cambio en el modelo debido a que la ausencia de la variable "hemisferio" provoca un aumento en el AIC. Además, se ha reportado un aumento en las emisiones de Hg en el hemisferio Norte (1433 toneladas de Hg emitidas al aire en 2015), y aunque las emisiones en el hemisferio Sur también han crecido (787 toneladas de Hg emitidas al aire en 2015), aún no alcanzan los niveles del Norte (UNEP, 2018).

La evidencia científica respalda la idea de que el HgT se acumula progresivamente en los organismos a lo largo de su vida (Tabla A8, Figura 6) (Wolfe et al., 1998; Julshamn & Grahl-Nielsenet, 2000). Como se discutió anteriormente, es importante destacar que los individuos subadultos presentan mayor acumulación que los adultos (que en general son hembras). Esto probablemente se deba a que los subadultos podrían encontrarse en un nivel trófico mayor y/o a un sesgo por el pequeño tamaño muestral (Stewart et al., 1997). La variación entre clases de edad siguió la hipótesis sugerida en los dos análisis realizados (i.e. espacial y temporal en hígado de fócidos). Por ende, los pinnípedos reflejan correctamente la bioacumulación de Hg, tal como ocurre en otros niveles tróficos (e.g. Stewart et al., 1997; Riget et al., 2000).

Se volvió a encontrar una ausencia de diferencias relacionadas con el sexo (Tabla A8, Figura 6), lo cual podría explicarse por el bajo dimorfismo sexual, el cual no es típico en la mayoría de las especies de focas (Costa & McHuron, 2022). Dado que no existen diferencias significativas en la masa corporal entre machos y hembras, se puede inferir que ambos sexos se alimentan de presas similares.

CONCLUSIONES

Este trabajo representa según mi conocimiento el primer meta-análisis de la bioacumulación de Hg en depredadores tope marinos. Se encontraron diferencias significativas entre familias y entre tejidos, teniendo los odobénidos menores niveles de HgT que las otras familias, mientras el hígado presentó los niveles más altos de HgT en las tres familias. Esto se debe tanto a la variación en la dieta entre familias, como a las adaptaciones fisiológicas para la detoxificación del Hg, especialmente en hígado y riñón. Los resultados temporales mostraron diferentes tendencias entre familias. Los niveles de HgT en hígado de fócidos aumentaron significativamente con el tiempo, mientras los niveles en hígado de fócidos y sangre de fócidos y otáridos disminuyeron significativamente. Esto hace que sean difíciles de explicar por un único motivo. A nivel espacial los pinnípedos podrían ser un buen indicador de la distribución global del Hg bioacumulado (mayores niveles de Hg en latitudes y longitudes bajas) en grandes predadores de los océanos. Además, podrían ser bioindicadores efectivos para rastrear y monitorear la contaminación de Hg en el ecosistema marino a escala global. Finalmente, en el análisis temporal y espacial el HgT aumentó significativamente con la edad. Considerando la biomagnificación del Hg en las redes tróficas costeras, este estudio destaca la importancia de los pinnípedos en el monitoreo global del Hg y sugiere la necesidad de continuar evaluando el impacto de este metal en los ecosistemas marinos.

BIBLIOGRAFÍA

- Argüello, J. M., Raimunda, D., & González-Guerrero, M. (2012). Metal transport across biomembranes: emerging models for a distinct chemistry. Journal of Biological Chemistry, 287(17), 13510-13517.
- Bennett, P., Jepson, P., Law, R., Jones, B., Kuiken, T., Baker, J., Rogan, E., Kirkwood, J., 2001. Exposure to heavy metals and infectious disease mortality in harbour porpoises from England and Wales. Environ. Pollut. 112 (1), 33–40.
- Bergeron, C.M., W.A. Hopkins, B.D. Todd, M.J. Hepner, and J.M. Unrine. 2011. Interactive effects of maternal and dietary mercury exposure have latent and lethal consequences for amphibian larvae. Environmental Science and Technology 45: 3781–3787.
- Berman N.G., Parker R.A., 2002, Meta-analysis: Neither quick nor easy, BMC Medical Research Methodology 2:10.
- Berta, A. (2018). Pinnipeds. En Encyclopedia of Marine Mammals (pp. 733-740). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00199-0
- Berta, Annalisa & Churchill, Morgan. (2011). Pinniped taxonomy: Review of currently recognized species and subspecies, and evidence used for their description. Mammal Review. 42. 207 234. 10.1111/j.1365-2907.2011.00193. x.
- Bilal, M., Ali, H., Ahmad, A., Khan, F. A., & Bashir, K. (2021). Effects of heavy metal Cd on essential metal Zn levels in freshwater fish Channa gachua. Int. J. of Aquatic Science, 12(3), 687-698.
- Boness, D. J. y W. D. Bowen (1996), "The evolution of maternal care in pinnipeds", BioScience, 46: 645-654.: Bibliografía del objetivo 1
- Bossart, G.D., 2011. Marine mammals as sentinel species for oceans and human health. Vet. Pathol. 48 (3), 676–690.
- Bowman, K.L., C.R. Hammerschmidt, C.H. Lamborg, G.J. Swarr, and A.M. Agather. 2016. Distribution of mercury species across a zonal section of the eastern tropical South Pacific Ocean (U.S. GEOTRACES GP16). Marine Chemistry 186: 156–166.
- Bridges, C. C., & Zalups, R. K. (2010). Transport of inorganic mercury and methylmercury in target tissues and organs. *Journal of toxicology and environmental health. Part B, Critical reviews*, *13*(5), 385–410. https://doi.org/10.1080/10937401003673750
- Bridges, K.N., B.K. Soulen, C.L. Overturf, P.E. Drevnick, and A.P. Roberts. 2016. Embryotoxicity of maternally transferred methylmercury to fathead minnows (Pimephales promelas). Environmental Toxicology and Chemistry 35: 1436–1441.

- Burgess, N.M., and M.W. Meyer. 2008. Methylmercury exposure associated with reduced productivity in common loons. Ecotoxicology 17: 83–91.
- Campagna, C., & Harcourt, R. (Eds.). (2021). Ethology and Behavioral Ecology of Otariids and the Odobenid. Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-59184-7
- Clarck RB: Marine Pollution. Oxford: Oxford University Press; 2001.
- Clarkson, T. W., & Magos, L. (2006). The Toxicology of Mercury and Its Chemical Compounds. Critical Reviews in Toxicology, 36(8), 609-662. https://doi.org/10.1080/10408440600845619
- Corbitt, E. & Holmes, C. & Jacob, D. & Streets, D. & Selin, N. & Sorensen, A. & Sunderland, Elsie. (2011). Global source-receptor relationships for mercury under present and year 2050 anthropogenic emissions scenarios. AGU Fall Meeting Abstracts.
- Costa, D. P., & McHuron, E. A. (Eds.). (2022). Ethology and Behavioral Ecology of Phocids. Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-88923-4
- Crocker, D. E., & Champagne, C. D. (2018). Pinniped Physiology. En Encyclopedia of Marine Mammals (pp. 726-733). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00198-9
- Cusset, F., Reynolds, S. J., Carravieri, A., Amouroux, D., Asensio, O., Dickey, C., Bustamante, P. (2023). A century of mercury: Ecosystem-wide changes drive increasing contamination of a tropical seabird species in the South Atlantic Ocean.
- Danone Nutricia Research (DNR). (s.f.). Agua e hidratación: Bases fisiológicas en adultos. Recuperado de https://www.hydrationforhealth.com/es/ciencia-de-lahidratacion/laboratorio-de-hidrataci%C3%B3n/agua-e-hidrataci%C3%B3n-basesfisiol%C3%B3gicas-en-adultos/#referencias
- Das, K., Siebert, U., Gillet, A. et al. Mercury immune toxicity in harbour seals: links to in vitro toxicity. Environ Health 7, 52 (2008). https://doi.org/10.1186/1476-069X-7-52
- Dave, A., Joshee, L., Barfuss, D. W., Brownlee, R., Surani, R., Anis Ali, S., Ford Iv, E. G., Pittman, E. G., Caroland, A. V. G., Barkin, J., & Bridges, C. C. (2023). Proximal tubular transport of Metallothionein-Mercury complexes and protection against nephrotoxicity. Current Research in Toxicology, 5, 100132. https://doi.org/10.1016/j.crtox.2023.100132
- Depew, D.C., N. Basu, N.M. Burgess, L.M. Campbell, E.W. Devlin, P.E. Drevnick, and J.G. Wiener. 2012. Toxicity of dietary methylmercury to fish: derivation of ecologically meaningful threshold concentrations. Environmental Toxicology and Chemistry 31: 1536–1547.

- Dietz, R., Born, E. W., Rigét, F., Aubail, A., Sonne, C., Drimmie, R., & Basu, N. (2011). Temporal Trends and Future Predictions of Mercury Concentrations in Northwest Greenland Polar Bear (Ursus maritimus) Hair. Environmental Science & Technology, 45(4), 1458-1465. https://doi.org/10.1021/es1028734
- Dietz, R., Sonne, C., Basu, N., Braune, B., O'Hara, T., Letcher, R. J., Scheuhammer, T., Andersen, M., Andreasen, C., Andriashek, D., Asmund, G., Aubail, A., Baagøe, H., Born, E. W., Chan, H. M., Derocher, A. E., Grandjean, P., Knott, K., Kirkegaard, M., Krey, A., ... Aars, J. (2013). What are the toxicological effects of mercury in Arctic biota?. The Science of the total environment, 443, 775–790. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.046
- Di Simplicio, P., Gorelli, M., Vignani, R., & Leonzio, C. (1993). The differential modulation of the enzymes of glutathione metabolism: Indication of overlapping effects of toxicity and repair in mouse liver and kidney after dietary treatment with methyl mercury and sodium selenite. Biological Trace Element Research, 36(2), 167-181. https://doi.org/10.1007/BF02783176
- Eagles-Smith, C. A., Silbergeld, E. K., Basu, N., Bustamante, P., Diaz-Barriga, F., Hopkins, W. A., Nyland, J. F. (2018). Modulators of mercury risk to wildlife and humans in the context of rapid global change.
- Enrico, M., Le Roux, G., Heimbürger, L. E., Van Beek, P., Souhaut, M., Chmeleff, J., & Sonke, J. E. (2017). Holocene atmospheric mercury levels reconstructed from peat bog mercury stable isotopes. Environmental Science & Technology, 51(11), 5899-5906.
- Fain, X., Ferrari, C. P., Dommergue, A., Albert, M. R., Battle, M., Severinghaus, J., ... & Boutron, C. (2009). Polar firn air reveals large-scale impact of anthropogenic mercury emissions during the 1970s. Proceedings of the National Academy of Sciences, 106(38), 16114-16119.
- Fernández-Ballart J.D., Vobecky J., Martí-Henneberg C., 1991, Metaanálisis: Síntesis e integración de los resultados de estudios independientes en medicina, Med. Clin. (Barc) 96:382-387.
- Gaiolia, D. M., Amoedo, D. D., & González, B. D. (2012). Impact of mercury on human health and the environment.
- Gamby, R. L., Hammerschmidt, C. R., Costello, D. M., Lamborg, C. H., & Runkle, J. R. (2015). Deforestation and cultivation mobilize mercury from topsoil. Science of The Total Environment, 532, 467-473. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.025
- Gerpe, M. & Moreno, V. & Perez, Antonio & Bastida, Ricardo & Rodriguez, Diego & Marcovecchio, Jorge. (1990). Trace metals in the South American fur seal, Arctocephalus australis (Zimmerman, 1783). Environmental Contamination. 591-594.

- Giang, A., Stokes, L. C., Streets, D. G., Corbitt, E. S., & Selin, N. E. (2015). Impacts of the minamata convention on mercury emissions and global deposition from coal-fired power generation in Asia. Environmental science & technology, 49(9), 5326-5335.
- Goana, X. (2004). El mercurio como contaminante global.
- Hedges, L.V., Tipton, E. (2010). Meta-analysis. In: Steptoe, A. (eds) Handbook of Behavioral Medicine. Springer, New York, NY.
- Higdon, J.W., and D.B. Stewart. (2018). State of circumpolar walrus (Odobenus rosmarus) populations. Prepared by Higdon Wildlife Consulting and Arctic Biological Consultants, Winnipeg, MB for WWF Arctic Programme, Ottawa, ON. 100 pp.
- Hopkins, B.C., J.D. Willson, and W.A. Hopkins. 2013. Mercury expoSure is associated with negative effects on turtle reproduction. Environmental Science and Technology 47: 2416–2422.
- Horowitz, H. M., Jacob, D. J., Zhang, Y., Dibble, T. S., Slemr, F., Amos, H. M., ... & Sunderland, E. M. (2017). A new mechanism for atmospheric mercury redox chemistry: implications for the global mercury budget. Atmospheric Chemistry and Physics, 17(10), 6353-6371.
- Hoseini, S. M., Namroodi, S., Sayadshirazi, A., & Zaccaroni, A. (2022). Trace Elements and Contaminants Concentrations in Tissues of Caspian Seals (Pusa caspica) along the Iranian Coast. Toxics, 11(1), 39. https://doi.org/10.3390/toxics11010039
- Houde, M., Taranu, Z. E., Wang, X., Young, B., Gagnon, P., Ferguson, S. H., Kwan, M., & Muir, D. C. G. (2020). Mercury in Ringed Seals (Pusa hispida) from the Canadian Arctic in Relation to Time and Climate Parameters. Environmental Toxicology and Chemistry, 39(12), 2462-2474. https://doi.org/10.1002/etc.4865
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. Interdisciplinary Toxicology, 7(2), 60-72. https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009
- Julshamn, K., & Grahl-Nielsen, O. (2000). Trace element levels in harp seal (Pagophilus groenlandicus) and hooded seal (Cystophora cristata) from the Greenland Sea. A multivariate approach. Science of The Total Environment, 250(1-3), 123–133. doi:10.1016/s0048-9697(00)00371-5
- Kakuschke, A., Valentine, E. -T., Fonfara, S., Griesel, S., Rosenberger, T., Siebert, U., & Prange, A. (2008a). Metal-Induced Impairment of the Cellular Immunity of Newborn Harbor Seals (Phoca Vitulina).

- Kakuschke, A., Valentine-Thon, E., Fonfara, S., Kramer, K., & Prange, A. (2009). Effects of methyl-, phenyl-, ethylmercury and mercurychlorid on immune cells of harbor seals (Phoca vitulina).
- Kakuschke, A., Valentine-Thon, E., Griesel, S., Rosenberger, T., Mundry, R., Siebert, U., & Prange, A. (2008b). Blood metal levels and metal-influenced immune functions of harbour seals in captivity.
- Kakuschke, Antje & Valentine-Thon, Elizabeth & Griesel, Simone & Fonfara, Sonja & Siebert, Ursula & Prange, Andreas. (2005). Immunological Impact of Metals in Harbor Seals (Phoca vitulina) of the North Sea. Environmental science & technology. 39. 7568-75. 10.1021/es0505200.
- Kawai, Toru & Sakurai, Takeo & Suzuki, Noriyuki. (2019). Application of a new dynamic
 3-D model to investigate human impacts on the fate of mercury in the global ocean.
 Environmental Modelling & Software. 124. 104599. 10.1016/j.envsoft.2019.104599.
- Klaper, R., C.B. Rees, P. Drevnick, D. Weber, M. Sandheinrich, and M.J. Carvan. 2006. Gene expression changes related to endocrine function and decline in reproduction in fathead minnow (Pimephales promelas) after dietary methylmercury exposure. Environmental Health Perspectives 114: 1337–1343.
- Lamborg, C.H., Hammerschmidt, C.R., Bowman, K.L., Swarr, G.J., Munson, K.M., Ohnemus, D.C., Lam, P.J., Heimbürger, L.-E., Rijkenberg, M.J.A., Saito, M.A., 2014. A global ocean inventory of anthropogenic mercury based on water column measurements. Nature. 512, 65–68.
- Landler, L., M.S. Painter, B.H. Coe, P.W. Youmans, W.A. Hopkins, and J.B. Phillips. 2017. High levels of maternally transferred mercury disrupt magnetic responses of snapping turtle hatchlings (Chelydra serpentina). Environmental Pollution 11: 19–25.
- Lavoie, R. A., Jardine, T. D., Chumchal, M. M., Kidd, K. A., and Campbell, L. M. (2013). Biomagnification of mercury in aquatic food webs: a worldwide meta-analysis.
- Levin, M., Jasperse, L., Desforges, 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. Science of The Total Environment, 725, 138308. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138308
- LI, Chuxian & Sonke, Jeroen & Le Roux, Gaël & Piotrowska, Natalia & Putten, Nathalie & Roberts, Stephen & Daley, Tim & Rice, Emma & Gehrels, Roland & Enrico, Maxime & Mauquoy, Dmitri & Roland, Thomas & Vleeschouwer, François. (2021). Unequal Anthropogenic Enrichment of Mercury in Earth's Northernand Southern Hemispheres. 10.7185/gold2021.6272.

- Liu, M., Xiao, W., Zhang, Q., Yuan, S., Raymond, P. A., Chen, J., Liu, J., Tao, S., Xu, Y., & Wang, X. (2021). Substantial accumulation of mercury in the deepest parts of the ocean and implications for the environmental mercury cycle. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118(51), e2102629118. https://doi.org/10.1073/pnas.2102629118
- Liwanag, H. E. M., Berta, A., Costa, D. P., Budge, S. M., & Williams, T. M. (2012). Morphological and thermal properties of mammalian insulation: The evolutionary transition to blubber in pinnipeds: Evolution of Blubber in Pinnipeds. Biological Journal of the Linnean Society, 107(4), 774-787. https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2012.01992.x
- Mainville, N., Webb, J., Lucotte, M., Davidson, R., Betancourt, O., Cueva, E., & Mergler, D. (2006). Decrease of soil fertility and release of mercury following deforestation in the Andean Amazon, Napo River Valley, Ecuador. Science of The Total Environment, 368(1), 88-98. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.09.064
- Malcolm, H. M., Boyd, I. L., Osborn, D., French, M. C., & Freestone, P. (1994). Trace metals in Antarctic fur seal (Arctocephalus gazella) livers from Bird Island, South Georgia. Marine Pollution Bulletin, 28(6), 375-380.
- Manceau, A., Bourdineaud, J.-P., Oliveira, R. B., Sarrazin, S. L. F., Krabbenhoft, D. P., Eagles-Smith, C. A., Ackerman, J. T., Stewart, A. R., Ward-Deitrich, C., Del Castillo Busto, M. E., Goenaga-Infante, H., Wack, A., Retegan, M., Detlefs, B., Glatzel, P., Bustamante, P., Nagy, K. L., & Poulin, B. A. (2021a). Demethylation of Methylmercury in Bird, Fish, and Earthworm. Environmental Science & Technology, 55(3), 1527-1534. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c04948
- Manceau, A., Gaillot, A.-C., Glatzel, P., Cherel, Y., & Bustamante, P. (2021b). In Vivo Formation of HgSe Nanoparticles and Hg–Tetraselenolate Complex from Methylmercury in Seabirds—Implications for the Hg–Se Antagonism. Environmental Science & Technology, 55(3), 1515-1526. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06269.
- Marie Laure Delignette-Muller, Christophe Dutang (2015). fitdistrplus: An R Package for Fitting Distributions. Journal of Statistical Software, 64(4), 1-34. DOI 10.18637/jss.v064.i04.
- Martin, J. & Elliott, P. & Anderlini, V. & Girvin, D. & Jacobs, S. & Risebrough, Robert & Delong, R. & Gilmartin, W.. (1976). Mercury-selenium-bromine imbalance in premature parturient California sea lions. Marine Biology. 35. 91-104. 10.1007/BF00386678.
- Masood, Z., Ullah, A., Firdous, N., Muntaha, S. T., Manzoor, L., Naz, S., ... & Rehman, H. U. (2014). Heavy metals detection of a carp species, Barilius bendelisis (family cyprinidae) collected from the shnebaye stream of district Karak, Khyber Pakhtunkhwa Province, Pakistan. Int. J Pharm Sci, 28, 216.

- McClurg, T. P. (1984). Trace metals and chlorinated hydrocarbons in ross seals from Antarctica. Marine Pollution Bulletin, 15(10), 384-389. https://doi.org/10.1016/0025-326X(84)90173-5
- Meyer, E., C.A. Eagles-Smith, D. Sparling, and S. Blumenshine. 2014. Mercury exposure associated with altered plasma thyroid hormones in the declining western pond turtle (Emys mar-morata) from California mountain streams. Environmental Science and Technology 48: 2989–2996.
- National Geographic Society (NGS). (n.d.). Pinnipeds around the world [Mapa]. Etsy. https://www.etsy.com/es/listing/258173427/pinnipedos-alrededor-del-mundo-y-la
- NRC: Toxicological Effects of Methylmercury. Washington, DC: National Academy Press; 2000.
- Obrist, D., Kirk, J. L., Zhang, L., Sunderland, E. M., Jiskra, M., & Selin, N. E. (2018). A review of global environmental mercury processes in response to human and natural perturbations: Changes of emissions, climate, and land use. Ambio, 47(2), 116-140. https://doi.org/10.1007/s13280-017-1004-9
- Ometere Boyi, J., Stokholm, I., Hillmann, M., Søndergaard, J., Persson, S., De Wit, C. A., Siebert, U., & Kristina, L. (2021). Relationships between gene transcription and contaminant concentrations in Baltic ringed seals: A comparison between tissue matrices. Aquatic Toxicology, 242, 106035. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2021.106035
- Ortiz, J. C. R., Jáuregui, J. A. A., Montoya, A. H., Fuentes, H. R., Espinoza, F. H. R., & Hernández, J. L. G. (2014). Elementos traza en fertilizantes y abonos utilizados en agricultura orgánica y convencional* Trace elements in fertilizers and manure used in organic and conventional agriculture.
- Pirrone, Nicola & Hedgecock, Ian & Cinnirella, Sergio & Sprovieri, Francesca. (2010). Overview of major processes and mechanisms affecting the mercury cycle on different spatial and temporal scales. EPJ Web of Conferences. 9. 10.1051/epjconf/201009002.
- Podar, M., Gilmour, C. C., Brandt, C. C., Soren, A., Brown, S. D., Crable, B. R., Palumbo, A. V., Somenahally, A. C., & Elias, D. A. (2015). Global prevalence and distribution of genes and microorganisms involved in mercury methylation. Science advances, 1(9), e1500675. https://doi.org/10.1126/sciadv.1500675
- Potters, G. (2013). Marine Pollution. Bookboon.
- Rawson, A. J., Patton, G. W., Hofmann, S., Pietra, G. G., & Johns, L. (1993). Liver abnormalities associated with chronic mercury accumulation in stranded Atlantic bottlenose dolphins. Ecotoxicology and environmental safety, 25(1), 41–47. https://doi.org/10.1006/eesa.1993.1005

- R Core Team (2023). _R: A Language and Environment for Statistical Computing_. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/>.
- Riedman, M. (2023). The Pinnipeds: Seals, Sea Lions, and Walruses. University of California Press. https://books.google.com.uy/books?id=X2LhEAAAQBAJ
- Riget, F & Dietz, Rune & Johansen, Poul & Asmund, Gert. (2000). Lead, cadmium, mercury and selenium in Greenland marine biota and sediments during AMAP phase 1. The Science of the total environment. 245. 3-14. 10.1016/S0048-9697(99)00429-5.
- Rosera, Tylor & Janssen, Sarah & Tate, Michael & Lepak, Ryan & Ogorek, Jacob & Dewild, John & Krabbenhoft, David & Hurley, James. (2022). Methylmercury Stable Isotopes: New Insights on Assessing Aquatic Food Web Bioaccumulation in Legacy Impacted Regions. ACS ES&T Water. 2. 10.1021/acsestwater.1c00285.
- Sandoya, Edgardo. (2008). Metaanálisis: fortalezas y debilidades. Revista Uruguaya de Cardiología, 23(3), 263-275. Recuperado en 31 de agosto de 2024, de http://www.scielo.edu.uy/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1688-04202008000300004&lng=es&tlng=es.
- Scheuhammer, A.M., Meyer, M.W., Sandheinrich, M.B., Murray, M.W., 2007. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. AMBIO 36, 12–19.
- Selin, N.E., 2009. Global biogeochemical cycling of mercury: A review. Annu. Rev. Environ. Resour. 34, 43–63.
- Slemr, F., E.-G. Brunke, R. Ebinghaus, C. Temme, J. Munthe, I. Wängberg, W. Schroeder, A. Steffen, et al. 2003. Worldwide trend of atmospheric mercury since 1977. Geophysical Research Letters 30: 1516.
- Slemr, Franz & Langer, E. (1992). Increase in Global Atmospheric Concentrations of Mercury Inferred From Measurements Over the Atlantic Ocean. Nature. 355. 434-437. 10.1038/355434a0.
- Sonke, Jeroen & Angot, Hélène & Zhang, Yanxu & Poulain, Alexandre & Björn, Erik & Schartup, Amina. (2023). Global change effects on biogeochemical mercury cycling. Ambio. 52. 10.1007/s13280-023-01855-y.
- Sprovieri, F., Pirrone, N., Bencardino, M., D'Amore, F., Angot, H., Barbante, C., Brunke, E.-G., Arcega-Cabrera, F., Cairns, W., Comero, S., Diéguez, M. D. C., Dommergue, A., Ebinghaus, R., Feng, X. B., Fu, X., Garcia, P. E., Gawlik, B. M., Hageström, U., Hansson, K., Horvat, M., Kotnik, J., Labuschagne, C., Magand, O., Martin, L., Mashyanov, N., Mkololo, T., Munthe, J., Obolkin, V., Ramirez Islas, M., Sena, F., Somerset, V., Spandow, P., Vardè, M., Walters, C., Wängberg, I., Weigelt, A., Yang, X., and Zhang, H. (2017). Five-year records of mercury wet deposition flux at GMOS

sites in the Northern and Southern hemispheres, Atmos. Chem. Phys., 17, 2689–2708, https://doi.org/10.5194/acp-17-2689-2017.

- Stewart, FM & Phillips, Richard & Catry, Paulo & Furness, Robert. (1997). Influence of species, age and diet on mercury concentrations in Shetland seabirds. Marine Ecologyprogress Series - MAR ECOL-PROGR SER. 151. 237-244. 10.3354/meps151237.
- Streets, D.G., Horowitz, H.M., Lu, Z., Levin, L., Thackray, C.P., Sunderland, E.M., 2019. Five hundred years of anthropogenic mercury: Spatial and temporal release profiles. Environ. Res. Lett. 14
- Sunderland, E.M., D.P. Krabbenhoft, J.W. Moreau, S.A. Strode, and W.M. Landing. 2009. Mercury sources, distribution, and bioavailability in the North Pacific Ocean: Insights from data and models. Global Biogeochemical Cycles. https://doi.org/10.1029/2008GB003425.
- Tartu, S., A. Goutte, P. Bustamante, F. Angelier, B. Moe, C. Clément- Chastel, C. Bech, G.W. Gabrielsen, et al. 2013. To breed or not to breed: Endocrine response to mercury contamination by an Arctic seabird. Biology Letters 9: 20130317.
- Taylor, S., Terkildsen, M., McQuilty, R., Lee, D., Wing-Simpson, A., & amp; 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
- Tchounwou, P.B., W.K. Ayensu, N. Ninashvili, and D. Sutton. 2003. Environmental exposure to mercury and its toxicopathologic implications for public health. Environmental Toxicology 18: 149–175.
- United Nations Environment Programme. (2018). *Global mercury assessment 2018: A summary of the findings*. https://www.unep.org/resources/publication/global-mercury-assessment-2018?_ga=2.51343209.1148761514.1726920385-1315757901.1726920384
- United Nations Environment Programme. (2013). *Global mercury assessment 2013: Sources, emissions, releases and environmental transport.* https://www.unep.org/resources/report/global-mercury-assessment-2013
- Van Hoomissen, S., Gulland, F. M. D., Greig, D. J., Margaret Castellini, J., & O'Hara, T. M. (2015). Blood and Hair Mercury Concentrations in the Pacific Harbor Seal (Phoca vitulina richardii) Pup: Associations with Neurodevelopmental Outcomes. EcoHealth, 12(3), 490-500. https://doi.org/10.1007/s10393-015-1021-8
- Veinott, G., & Sjare, B. (2006). Mercury, cadmium, selenium, and seven other elements in the muscle, renal, and hepatic tissue of harbor seals (Phoca vitulina) from

Newfoundland and Labrador, Canada. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 77(4), 597–607. https://doi.org/10.1007/s00128-006-1105-9

- Vostal, J. (1972) Transport and transformation of mercury in nature and possible routes of exposure. In: Friberg, L. & Vostal, J. ed. Mercury in the environment, Cleveland, Chemical Rubber Co., p. 3.
- Wada, H., D.A. Cristol, F.M.A. McNabb, and W.A. Hopkins. 2009. Suppressed adrenocortical responses and thyroid hormone levels in birds near a mercury-contaminated river. Environmental Science and Technology 43: 6031–6038.
- Wagemann, R. (1981). Assessment of Heavy Metals and Organoehlorine Concentrations in Marine Mammals of Northern Waters.
- Wolfe, M. F., Schwarzbach, S., & Sulaiman, R. A. (1998). Effects of mercury on wildlife: A comprehensive review. Environmental Toxicology and Chemistry, 17(2), 146-160. https://doi.org/10.1002/etc.5620170203
- Zhang, Yanxu & Soerensen, Anne L & Schartup, Amina & Sunderland, Elsie. (2020). A Global Model for Methylmercury Formation and Uptake at the Base of Marine Food Webs. Global Biogeochemical Cycles. 34. e2019GB006348. 10.1029/2019GB006348.
- Zhang, Yanxu & Jaeglé, Lyatt & Thompson, Luanne. (2014). Natural biogeochemical cycle of mercury in a global three-dimensional ocean tracer model. Global Biogeochemical Cycles. 28. 10.1002/2014GB004814.

ANEXO

Tablas de los análisis realizados

Tabla A1. Modelos realizados para evaluar el efecto de la familia (F) y el tejido (T) en la acumulación de HgT. Los datos presentaron una distribución lognormal. Para cada modelo se indica los estimados para el intercepto y para cada variable, el p-valor entre paréntesis y el Criterio de información de Akaike (AIC). El modelo seleccionado se indica en negrita.

		F	F	Т	Т	F (otáridos) *	F (fócidos) * T	F (otáridos) * T	F (fócidos) * T	
Modelo	intercepto	(otáridos)	(fócidos)	(riñón)	(hígado)	T (riñón)	(riñón)	(hígado)	(hígado)	AIC
HgT ~ F * T	-2,03 (<0,001)	2,21 (<0,001)	2,48 (<0,001)	1,68 (<0,05)	3,59 (<0,001)	-0,10 (0,26)	-0,64 (0,45)	-0,51 (0,41)	-1,07 (<0,05)	5076,5
	-1,49	1,80	1,90	0,10	2,60					
$HgT \sim F + T$	(<0,001)	(<0,001)	(<0,001)	(<0,001)	(<0,001)					5081,1

Tabla A2. Modelo realizado para evaluar el efecto del año (A) en la acumulación de HgT en hígado. Los datos presentaron una distribución log-normal. Para el modelo se indica los estimados para el intercepto y para la variable, el p-valor entre paréntesis y el Criterio de información de Akaike (AIC).

Modelo	intercepto	А	AIC
HgT ~ A	112,74 (0,15)	-0,74 (0,13)	123,0

Tabla A3. Modelos realizados para evaluar el efecto del año (A), el hemisferio (H) y la familia (F) en la acumulación de HgT en hígado. Los datos presentaron una distribución log-normal. Para cada modelo se indica los estimados para el intercepto y para cada variable, el p-valor entre paréntesis y el Criterio de información de Akaike (AIC). El modelo seleccionado se indica en negrita.

Modelo	intercepto	А	H (Sur)	F (otáridos)	A * F (otáridos)	A * H (Sur)	AIC
HgT ~ A * H + A * F	24,52 (<0,05)	-0,01 (<0,05)	34,38 (0,52)	-90,21 (<0,05)	0,05 (<0,05)	-0,02 (0,51)	2268,4
HgT ~ A * F + H	25,10 (<0,05)	-0,01 (<0,05)	-1,29 (<0,001)	-71,41 (<0,05)	0,04 (<0,05)		2266,9
$\begin{array}{l} HgT \thicksim A + F \\ + H \end{array}$	18,40 (0,07)	-0,01 (0,13)	-1,10 (<0,001)	0,71 (<0,05)			2268,9

Tabla A4. Modelos realizados para evaluar el efecto de la edad (E), el sexo (S) y el año (A) en la acumulación de HgT en hígado. Los datos presentaron una distribución log-normal. Para cada modelo se indica los estimados para el intercepto y para cada variable, el p-valor entre paréntesis y el Criterio de información de Akaike (AIC). El modelo seleccionado se indica en negrita.

Modelo	intercepto	E (juvenil)	E (cría)	E (subadulto)	А	S (macho)	E (juvenil) * S (macho)	E (cría) * S (macho)	E (subadulto) * S (macho)	AIC
HgT ~ E * S + A	85,47 (<0,001)	-0,91 (<0,05)	-2,33 (<0,001)	0,24 (0,71)	-0,04 (<0,001)	0,20 (0,57)	-0,35 (0,50)	-0,47 (0,45)	-	728,8
$HgT \sim E + S$ + A	85,49 (<0,001)	-1,07 (<0,001)	-2,54 (<0,001)	0,36 (0,57)	-0,04 (<0,001)	0,02 (0,94)				725,6
HgT ~ E + A	85,49 (<0,001)	-1,07 (<0,001)	-2,54 (<0,001)	0,35 (0,57)	-0,04 (<0,001)					723,6

Tabla A5. Modelos realizados para evaluar el efecto del año (A) y la familia (F) en la concentración de HgT en sangre. Los datos presentaron una distribución log-normal. Para cada modelo se indica los estimados para el intercepto y para cada variable, el p-valor entre paréntesis y el Criterio de información de Akaike (AIC). El modelo seleccionado se indica en negrita.

Modelo	intercepto	А	F (fócidos)	A * F (fócidos)	AIC
HgT ~ A * F	-46,21 (0,154)	0,02 (0,15)	-18,62 (0,62)	0,01 (0,62)	340,6
$HgT \sim A + F$	-60,23 (<0,001)	0,02 (<0,001)	0,09(0,71)		338,9
HgT ~ A	-58,19 (<0,001)	0,03 (<0,001)			337,1

Tabla A6. Modelos realizados para evaluar el efecto de la latitud (LAT) y longitud (LON) en la acumulación de HgT en hígado. Los datos presentaron una distribución gamma. Para cada modelo se indica los estimados para el intercepto y para cada variable, el p-valor entre paréntesis y el Criterio de información de Akaike (AIC). El modelo seleccionado se indica en negrita.

Modelo	intercepto	LON	LAT	LON * LAT	AIC
HgT ~ LON * LAT	112,74 (0,15)	-0,74 (0,13)	-1,25 (0,25)	0,01 (0,21)	123,0
HgT ~ LON + LAT	26,58 (0,26)	-0,20 (<0,05)	0,15 (0,60)		122,3
HgT ~ LON	38,58 (<0,01)	-0,21 (<0,01)			120,9

Tabla A7. Modelos realizados para evaluar el efecto de la latitud (LAT), el hemisferio (H) y la familia (F) en la acumulación de HgT en hígado. Los datos presentaron una distribución log-normal. Para cada modelo se indica los estimados para el intercepto y para cada variable, el p-valor entre paréntesis y el Criterio de información de Akaike (AIC). El modelo seleccionado se indica en negrita.

Modelo	intercepto	LAT	H (Sur)	F (fócidos)	LAT * F (fócidos)	LAT * H (Sur)	AIC
HgT ~ LAT * F + LAT * H	4,43 (<0,001)	-0,02 (0,41)	-0,36 (0,73)	-0,94 (0,48)	0,01 (0,61)	-0,01 (0,74)	2648,5
$HgT \sim LAT * F + H$	4,75 (<0,001)	-0,03 (0,18)	-0,69 (<0,05)	-1,23 (0,24)	0,02(0,38)		2646,6
$HgT \sim LAT + F + H$	3,99 (<0,001)	-0,01 (0,08)	-0,58 (<0,05)	-0,35 (0,24)			2645,4
HgT ~ LAT + H	3,86 (<0,001)	-0,01 (<0,01)	-0,41 (0,1)				2644,8

Tabla A8. Modelos realizados para evaluar el efecto de la edad (E), el sexo (S) y la latitud (LAT) en la acumulación de HgT en hígado. Los datos presentaron una distribución log-normal. Para cada modelo se indica los estimados para el intercepto y para cada variable, el p-valor entre paréntesis y el Criterio de información de Akaike (AIC). El modelo seleccionado se indica en negrita.

Modelo	intercepto	E (juvenil)	E (cría)	E (subadulto)	LAT	S (macho)	E (juvenil) * S (macho)	E (cría) * S (macho)	E (subadulto) * S (macho)	AIC
HgT ~ E * S + LAT	6,70 (<0,001)	-0,79 (<0,05)	-2,66 (<0,001)	0,04 (0,95)	-0,06 (<0,001)	0,20 (0,54)	-0,34 (0,50)	-0,23 (0,69)	-	742,9
HgT ~ E + S + LAT	7,08 (<0,001)	-0,95 (<0,001)	-2,77 (<0,001)	0,13 (0,83)	-0,06 (<0,001)	0,04 (0,87)				739,4
HgT ~ E + LAT	7,09 (<0,001)	-0,95 (<0,001)	-2,77 (<0,001)	0,15 (0,80)	-0,06 (<0,001)					737,4

Tabla A9. Modelos realizados para evaluar el efecto de la latitud (LAT) y la familia (F) en la concentración de HgT en sangre. Los datos presentaron una distribución log-normal. Para cada modelo se indica los estimados para el intercepto y para cada variable, el p-valor entre paréntesis y el Criterio de información de Akaike (AIC). El modelo seleccionado se indica en negrita.

Modelo	intercepto	LAT	F (fócidos)	LAT * F (fócidos)	AIC
HgT ~ LAT * F	4,14 (<0,001)	-0,10 (<0,001)	-2,35 (<0,01)	0,05 (<0,01)	361,1
HgT ~ LAT + F	2,50 (<0,001)	-0,06 (<0,001)	0,12 (0,502)		369,4

Bibliografía de la base de datos

- Agusa, T., Yasugi, S. Y., Iida, A., Ikemoto, T., Anan, Y., Kuiken, T., ... & Iwata, H. (2011). Accumulation features of trace elements in mass-stranded harbor seals (Phoca vitulina) in the North Sea coast in 2002: the body distribution and association with growth and nutrition status. Marine Pollution Bulletin, 62(5), 963-975.
- Akmajian, A., Calambokidis, J., Huggins, J. L., & Lambourn, D. (2014). Age, region, and temporal patterns of trace elements measured in stranded harbor seals (Phoca vitulina richardii) from Washington inland waters. Northwestern Naturalist, 83-91.
- Anan, Y., Kunito, T., Ikemoto, T., Kubota, R., Watanabe, I., Tanabe, S., ... & Petrov, E. A. (2002). Elevated concentrations of trace elements in Caspian seals (Phoca caspica) found stranded during the mass mortality events in 2000. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 42, 354-362.
- Atwell, L., Hobson, K. A., & Welch, H. E. (1998). Biomagnification and bioaccumulation of mercury in an arctic marine food web: insights from stable nitrogen isotope analysis. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 55(5), 1114-1121.
- Ashley, E. A., Olson, J. K., Raverty, S., Wilkinson, K., & Gaydos, J. K. (2020). Trace element concentrations in livers of Pacific harbor seals (Phoca vitulina richardii) from San Juan County, Washington, USA. The Journal of Wildlife Diseases, 56(2), 429-436.

- Aubail, A., Dietz, R., Rigét, F., Simon-Bouhet, B., & Caurant, F. (2010). An evaluation of teeth of ringed seals (Phoca hispida) from Greenland as a matrix to monitor spatial and temporal trends of mercury and stable isotopes. Science of the total environment, 408(21), 5137-5146.
- Bacher G. J. (1985). Mercury concentrations in the Australian fur seal Arctocephalus pusillus from SE Australian waters. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 35(4), 490–495. https://doi.org/10.1007/BF01636543
- Baraj, B., Niencheski, L. F., Windom, H., & 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.
- Bargagli, R. (2005). Persistent contaminants in Antarctic marine food chains. Antarctic Ecosystems: Environmental Contamination, Climate Change, and Human Impact, 249-289.
- Bargagli, R., Monaci, F., Sanchez-Hernandez, J. C., & Cateni, D. (1998). Biomagnification of mercury in an Antarctic marine coastal food web. Marine Ecology Progress Series, 169, 65-76.
- Barragán-Barrera, D. C., Riet-Sapriza, F. G., Mojica-Moncada, D. F., Negrete, J., Curtosi, A., Bustamante, P., ... & Luna-Acosta, A. (2024). Sex-specific mercury levels in skin samples of southern elephant seals (Mirounga leonina) at Isla 25 de Mayo (King George Island), Antarctic Peninsula. Marine Mammal Science, 40(1), 108-122.
- Bashkin, V. N., & Bashkin, V. N. (2006). CASPIAN SEA ENVIRONMENTS. MODERN BIOGEOCHEMISTRY: SECOND EDITION: Environmental Risk Assessment, 291-322.
- Beckmen, K. B., Duffy, L. K., Zhang, X., & Pitcher, K. W. (2002). Mercury concentrations in the fur of Steller sea lions and northern fur seals from Alaska. Marine Pollution Bulletin, 44(10), 1130-1135.
- Bocharova, N., Treu, G., Czirják, G. Á., Krone, O., Stefanski, V., Wibbelt, G., ... & Greenwood, A. D. (2013). Correlates between feeding ecology and mercury levels in historical and modern arctic foxes (Vulpes lagopus). PLoS One, 8(5), e60879.
- Born, Erik & Kraul, I. & Kristensen, T. (1981). Mercury, DDT and PCB in the Atlantic Walrus (Odobenus rosmarus rosmarus) from the Thule District, North Greenland. ARCTIC. 34. 10.14430/arctic2528.

- Boyi, J. O., Stokholm, I., Hillmann, M., Søndergaard, J., Persson, S., de Wit, C. A., ... & Kristina, L. (2022). Relationships between gene transcription and contaminant concentrations in Baltic ringed seals: A comparison between tissue matrices. Aquatic Toxicology, 242, 106035.
- Brault, E. K. (2012). Evaluating persistent organic pollutants (POPs) and mercury in the West Antarctic Peninsula (WAP) food web, with a focus on Antarctic fur seals (Arctocephalus gazella).
- Brookens, T. J., Harvey, J. T., & O'Hara, T. M. (2007). Trace element concentrations in the Pacific harbor seal (Phoca vitulina richardii) in central and northern California. Science of the Total Environment, 372(2-3), 676-692.
- Brookens, T. J., O'Hara, T. M., Taylor, R. J., Bratton, G. R., & Harvey, J. T. (2008). Total mercury body burden in Pacific harbor seal, Phoca vitulina richardii, pups from central California. Marine Pollution Bulletin, 56(1), 27-41.
- Brookens, T. J. (2006). Trace element concentrations in the Pacific harbor seal, Phoca vitulina richardii, in central and northern California: a thesis...
- Buhler, D. R., Claeys, R. R., & Mate, B. R. (1975). Heavy metal and chlorinated hydrocarbon residues in California sea lions (Zalophus californianus californianus). Journal of the Fisheries Board of Canada, 32(12), 2391-2397.
- Bustamante, P., Morales, C. F., Mikkelsen, B., Dam, M., & Caurant, F. (2004). Trace element bioaccumulation in grey seals Halichoerus grypus from the Faroe Islands. Marine Ecology Progress Series, 267, 291-301.
- Calambokidis, J., J. Peard, G.H. Steiger, J.C. Cubbage, and R.L. DeLong. 1984. Chemical contaminants in marine mammals from Washington State. NOAA Technical Memorandum NOS OMS 6, National Technical Information Service, Springfield, Virginia. 167pp.
- Calle, P., Alava, J. J., Tirape, A., Domínguez, G. A., Fair, P., Alvarado, O., ... & Páez-Rosas, D. Total Mercury and Stable Isotopes (Δ13c and Δ15n) in Pups of Endangered Galapagos Pinnipeds as Tracers of Trophic Transfer: An Ecotoxicological Risk Assessment. Available at SSRN 4217668.
- Campbell, L. M., Norstrom, R. J., Hobson, K. A., Muir, D. C., Backus, S., & Fisk, A. T. (2005). Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynya, Baffin Bay). Science of the Total Environment, 351, 247-263.

- 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, 267-277.
- Celis, J. E., Espejo, W., Chiang, G., Kitamura, D., Vergara, E., Kashiwada, S., & O'Driscoll, N. J. (2022). Trace and rare earth elements in excreta of two species of marine mammals from South Shetland Islands, Antarctica. Marine Pollution Bulletin, 183, 114095.
- Charapata, P., Clark, C. T., Miller, N., Kienle, S. S., Costa, D. P., Goebel, M. E., ... & Trumble, S. J. (2023). Whiskers provide time-series of toxic and essential trace elements, Se: Hg molar ratios, and stable isotope values of an apex Antarctic predator, the leopard seal. Science of the Total Environment, 854, 158651.
- Chiang, G., Kidd, K. A., Díaz-Jaramillo, M., Espejo, W., Bahamonde, P., O'Driscoll, N. J., & Munkittrick, K. R. (2021). Methylmercury biomagnification in coastal aquatic food webs from western Patagonia and western Antarctic Peninsula. Chemosphere, 262, 128360.
- Ciesielski, T., Szefer, P., Bertenyi, Z., Kuklik, I., Skóra, K., Namieśnik, J., & Fodor, P. (2006). Interspecific distribution and co-associations of chemical elements in the liver tissue of marine mammals from the Polish Economical Exclusive Zone, Baltic Sea. Environment international, 32(4), 524-532.
- Cipro, C. V., Montone, R. C., & Bustamante, P. (2017). Mercury in the ecosystem of Admiralty Bay, King George Island, Antarctica: occurrence and trophic distribution. Marine Pollution Bulletin, 114(1), 564-570.
- Correa, L., Castellini, J. M., Quakenbush, L. T., & O'Hara, T. M. (2015). Mercury and selenium concentrations in skeletal muscle, liver, and regions of the heart and kidney in bearded seals from Alaska, USA. Environmental toxicology and chemistry, 34(10), 2403-2408.
- Correa, L., Rea, L. D., Bentzen, R., & O'Hara, T. M. (2014). Assessment of mercury and selenium tissular concentrations and total mercury body burden in 6 Steller sea lion pups from the Aleutian Islands. Marine Pollution Bulletin, 82(1-2), 175-182.
- Cipro, C. V., Bustamante, P., & Montone, R. C. (2017). Influence of delipidation on Hg analyses in biological tissues: a case study for an Antarctic ecosystem. Water, Air, & Soil Pollution, 228, 1-11.
- Correa, L. (2013). Toxicodistribution of mercury and selenium in pinnipeds of Alaska. University of Alaska Fairbanks.

- Cossaboon, J. M., Ganguli, P. M., & Flegal, A. R. (2015). Mercury offloaded in Northern elephant seal hair affects coastal seawater surrounding rookery. Proceedings of the National Academy of Sciences, 112(39), 12058-12062.
- Daneels, L. (2018). Evaluation of metallic exposure in harbour seals (Phoca vitulina) from the North Sea using biomarkers of exposure and effects.
- Das, K., Beans, C., Holsbeek, L., Mauger, G., Berrow, S. D., Rogan, E., & Bouquegneau, J. M. (2003). Marine mammals from northeast Atlantic: relationship between their trophic status as determined by δ 13C and δ 15N measurements and their trace metal concentrations. Marine environmental research, 56(3), 349-365.
- Das, K., Siebert, U., Gillet, A., Dupont, A., Di-Poï, C., Fonfara, S., ... & De Pauw-Gillet, M. C. (2008). Mercury immune toxicity in harbour seals: links to in vitro toxicity. Environmental Health, 7, 1-17.
- Dehn, L. A., Follmann, E. H., Thomas, D. L., Sheffield, G. G., Rosa, C., Duffy, L. K., & O'Hara, T. M. (2006). Trophic relationships in an Arctic food web and implications for trace metal transfer. Science of the Total Environment, 362(1-3), 103-123.
- Dehn, L. A., Sheffield, G. G., Follmann, E. H., Duffy, L. K., Thomas, D. L., Bratton, G. R., ... & O'Hara, T. M. (2005). Trace elements in tissues of phocid seals harvested in the Alaskan and Canadian Arctic: influence of age and feeding ecology. Canadian Journal of Zoology, 83(5), 726-746.
- De Moreno, J. E. A., Gerpe, M. S., Moreno, V. J., & Vodopivez, C. (1997). Heavy metals in Antarctic organisms. Polar Biology, 17, 131-140.
- Desforges, J. P., Mikkelsen, B., Dam, M., Rigét, F., Sveegaard, S., Sonne, C., ... & Basu, N. (2021). Mercury and neurochemical biomarkers in multiple brain regions of five Arctic marine mammals. Neurotoxicology, 84, 136-145.
- Desforges, J. P. W., Sonne, C., Levin, M., Siebert, U., De Guise, S., & Dietz, R. (2016). Immunotoxic effects of environmental pollutants in marine mammals. Environment international, 86, 126-139.
- Dietz, R., Letcher, R. J., Desforges, J. P., Eulaers, I., Sonne, C., Wilson, S., ... & Víkingsson, G. (2019). Current state of knowledge on biological effects from contaminants on arctic wildlife and fish. Science of the Total Environment, 696, 133792.

- Dietz, R., Paludan-Müller, P., Agger, C. T., & Nielsen, C. O. (1998). Cadmium, mercury, zinc and selenium in ringed seals (Phoca hispida) from Greenland and Svalbard. NAMMCO Scientific Publications, 1, 242-272.
- Dietz, R., Nielsen, C. O., Hansen, M. M., & Hansen, C. T. (1990). Organic mercury in Greenland birds and mammals. Science of the Total Environment, 95, 41-51.
- Dietz, R., Riget, F., & Johansen, P. (1996). Lead, cadmium, mercury and selenium in Greenland marine animals. Science of the Total Environment, 186(1-2), 67-93.
- Dupont, A., Siebert, U., Covaci, A., Weijs, L., Eppe, G., Debier, C., ... & Das, K. (2013). Relationships between in vitro lymphoproliferative responses and levels of contaminants in blood of free-ranging adult harbour seals (Phoca vitulina) from the North Sea. Aquatic toxicology, 142, 210-220.
- Elorriaga-Verplancken, F., & Aurioles-Gamboa, D. (2008). Trace metal concentrations in the hair of Zalophus californianus pups and their relation to feeding habits. Biological trace element research, 126, 148-164.
- Fant, M. L., Nyman, M., Helle, E., & Rudbäck, E. (2001). Mercury, cadmium, lead and selenium in ringed seals (Phoca hispida) from the Baltic Sea and from Svalbard. Environmental Pollution, 111(3), 493-501.
- Ferreira, E. O., Loseto, L. L., & Ferguson, S. H. (2011). Assessment of claw growth-layer groups from ringed seals (Pusa hispida) as biomonitors of inter-and intra-annual Hg, δ15N, and δ13C variation. Canadian journal of zoology, 89(9), 774-784.
- Fernández-Robledo, A., Lares, M. L., & 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.
- Formigaro, C., Karamanlidis, A. A., Dendrinos, P., Marsili, L., Silvi, M., & Zaccaroni, A. (2017). Trace element concentrations in the Mediterranean monk seal (Monachus monachus) in the eastern Mediterranean Sea. Science of the Total Environment, 576, 528-537.
- Fossi, M. C., Marsili, L., Junin, M., Castello, H., Lorenzani, J. A., Casini, S., ... & Leonzio, C. (1997). Use of nondestructive biomarkers and residue analysis to assess the health status of endangered species of pinnipeds in the south-west Atlantic. Marine Pollution Bulletin, 34(3), 157-162.

- Frank, Adrian & Galgan, Vera & Roos, Anna & Petersson, Lars & Bignert, Anders. (1992). Metal Concentrations in Seals from Swedish Waters. AMBIO A Journal of the Human Environment. 21. 529-538.
- Freeman, H. C., & Horne, D. A. (1973). Mercury in Canadian seals. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 10(3), 172–180. https://doi.org/10.1007/BF01720700
- Caines, L. A. (1978). Heavy metal residues in grey seals (Halichoerus grypus) from the Farne Islands. ICES coop Res Rept, 40.
- Drescher, H. E., Harms, U., & Huschenbeth, E. (1977). Organochlorines and heavy metals in the harbour seal Phoca vitulina from the German North Sea Coast. Marine Biology, 41(1), 99-106. https://doi.org/10.1007/BF00390586
- Gaden, A., Ferguson, S. H., Harwood, L., Melling, H., & Stern, G. A. (2009). Mercury trends in ringed seals (Phoca hispida) from the western Canadian Arctic since 1973: associations with length of ice-free season. Environmental science & technology, 43(10), 3646-3651.
- Galster, W. R. (1971). Accumulation of mercury in Alaskan pinnipeds. In Proceedings of the 22nd Alaska Science Conference (p. 76).
- Gaskin, D. E., Frank, R., Holdrinet, M., Ishida, K., Walton, C. J., & Smith, M. (1973). Mercury, DDT, and PCB in Harbour Seals (Phoca vitulina) from the Bay of Fundy and Gulf of Maine. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 30(3), 471-475. https://doi.org/10.1139/f73-083
- Gerpe, M. & Moreno, V. & Perez, Antonio & Bastida, Ricardo & Rodriguez, Diego & Marcovecchio, Jorge. (1990). Trace metals in the South American fur seal, Arctocephalus australis (Zimmerman, 1783). Environmental Contamination. 591-594.
- Gerpe, M., Rodríguez, D., Moreno, V., Bastida, R., & Aizpún, J. (2007). Copper, zinc, cadmium, and mercury in Southern sea lions (Otaria flavescens) from Argentina. Aquatic Mammals, 33(2), 223.
- Gerpe, M. S., de León, A. P., Bastida, R., Moreno, V. J., & Rodríguez, D. H. (2009). Sharp accumulation of heavy metals after weaning in the South American fur seal Arctocephalus australis. Marine Ecology Progress Series, 375, 239-245.

- Gismondi, E., Daneels, L., Damseaux, F., Lehnert, K., Siebert, U., & Das, K. (2021). Preliminary study of oxidative stress biomarkers and trace elements in North Sea Harbour Seals. Marine pollution bulletin, 163, 111905.
- Godfrey, G. L., Horstmann, L., Snyder, J., & Trumble, S. J. (2022). Toxic and essential trace element concentrations in Pacific walrus (Odobenus rosmarus divergens) skeletal muscle varies by location and reproductive status. Polar Biology, 45(7), 1271-1289.
- Gray, R., Canfield, P., & 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, D. E., 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.
- Habran, S., Debier, C., Crocker, D. E., Houser, D. S., & Das, K. (2011). Blood dynamics of mercury and selenium in northern elephant seals during the lactation period. Environmental Pollution, 159(10), 2523-2529.
- Habran, S., Pomeroy, P. P., Debier, C., & Das, K. (2013). Changes in trace elements during lactation in a marine top predator, the grey seal. Aquatic Toxicology, 126, 455-466.
- Hall, J., Nash, S. B., Gautam, A., Bender, H., Pitcher, B. J., McCallum, H., & Doyle, C. (2023). Persistent organic pollutants and trace elements detected in New Zealand fur seals (long-nosed fur seal; Arctocephalus forsteri) from New South Wales, Australia, between 1998 and 2019. Science of the Total Environment, 902, 166087.
- Harley, J. R. (2017). One health toxicology: Expanding perspectives and methods to assess environmental contaminants. University of Alaska Fairbanks.
- Harms, U., Drescher, H. E., & Huschenbeth, E. (1978). Further data on heavy metals and organochlorines in marine mammals from German coastal waters. Meeresforschung, 26(3–4), 153-161.
- Harper, E. R., Leger, J. A. S., Westberg, J. A., Mazzaro, L., Schmitt, T., Reidarson, T. H., ... & Puschner, B. (2007). Tissue heavy metal concentrations of stranded California sea lions (Zalophus californianus) in Southern California. Environmental pollution, 147(3), 677-682.

- Hellstrøm, K. C. (2012). Comparison of the Composition of Chemical Elements in the Liver of Ringed Seal (Phoca hispida) from three different populations (Master's thesis, Institutt for biologi).
- Helsingen, E. B. (2011). Bioaccumulation of chemical elements in grey seals (Halichoerus grypus) from the Baltic Sea (Master's thesis, Institutt for biologi).
- Henriksson, K., Karppanen, E., & Helminen, M. (1969). Kvicksilverhalter hos insjö-och havssälar. Nordisk Hyg. Tidskr, 50, 54-59.
- Himeno, S., Watanabe, C., Hongo, T., Suzuki, T., Naganuma, A., & Imura, N. (1989). Body size and organ accumulation of mercury and selenium in young harbor seals (Phoca vitulina). Bulletin of environmental contamination and toxicology, 42, 503-509.
- Holden, A. V. (1975). The accumulation of oceanic contaminants in marine mammals. [Conference paper]. Rapports et Proces-Verbaux des Reunions (Denmark). v. 169.
- Holmes, A. L., Wise, S. S., Goertz, C. E., Dunn, J. L., Gulland, F. M., Gelatt, T., ... & Wise Sr, J. P. (2008). Metal tissue levels in Steller sea lion (Eumetopias jubatus) pups. Marine Pollution Bulletin, 56(8), 1416-1421.
- Hoseini, S. M., Namroodi, S., Sayadshirazi, A., & Zaccaroni, A. (2022). Trace Elements and Contaminants Concentrations in Tissues of Caspian Seals (Pusa caspica) along the Iranian Coast. Toxics, 11(1), 39.
- Houde, M., Taranu, Z. E., Wang, X., Young, B., Gagnon, P., Ferguson, S. H., ... & Muir, D. C. (2020). Mercury in ringed seals (Pusa hispida) from the Canadian Arctic in relation to time and climate parameters. Environmental toxicology and chemistry, 39(12), 2462-2474.
- Hyvärinen, Heikki & Sipilä, Tero. (1984). Heavy metals and high pup mortality in the Saimaa ringed seal population in eastern Finland. Marine Pollution Bulletin. 15. 335-337. 10.1016/0025-326X(84)90490-9.
- Hyvärinen, H., Sipilä, T., Kunnasranta, M., & Koskela, J. T. (1998). Mercury pollution and the Saimaa ringed seal (Phoca hispida saimensis). Marine pollution bulletin, 36(1), 76-81.
- Ikemoto, T., Kunito, T., Tanaka, H., Baba, N., Miyazaki, N., & Tanabe, S. (2004a). Detoxification mechanism of heavy metals in marine mammals and seabirds: interaction of selenium with mercury, silver, copper, zinc, and cadmium in liver. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 47, 402-413.

- Ikemoto, T., Kunito, T., Watanabe, I., Yasunaga, G., Baba, N., Miyazaki, N., ... & Tanabe, S. (2004b). 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.
- Jarolimek, C. V., King, J. J., Apte, S. C., Hall, J., Gautam, A., Gillmore, M., & Doyle, C. (2023). A review of inorganic contaminants in Australian marine mammals, birds and turtles. Environmental Chemistry.
- Jarzynowska, M., Saniewska, D., Fudala, K., Wilman, B., Balazy, P., Płonska, P., & Saniewski, M. (2023). Elimination Routes of Mercury and Methylmercury in Birds and Marine Mammals Inhabiting the Coastal Zone of the Two King George Island's Bays Admiralty and King George Bay (Maritime Antarctic). Available at SSRN 4452559.
- Johansen, P., Kapel, F. O., & Kraul, I. (1980). Heavy metals and organochlorines in marine mammals from Greenland. Int Council Explor Sea ICES CM, 1980, 1-32.
- Jones, D., Ronald, K., Lavigne, D. M., Frank, R., Holdrinet, M., & Uthe, J. F. (1976). Organochlorine and mercury residues in the harp seal (Pagophilus groenlandicus). Science of the Total Environment, 5(2), 181-195.
- Julshamn, K., & Grahl-Nielsen, O. (2000). Trace element levels in harp seal (Pagophilus groenlandicus) and hooded seal (Cystophora cristata) from the Greenland Sea. A multivariate approach. Science of the Total Environment, 250(1-3), 123-133.
- Kakuschke, A., Gandrass, J., Luzardo, O. P., Boada, L. D., Zaccaroni, A., Griesel, S., ... & Kramer, K. (2012). Postmortem health and pollution investigations on harbor seals (Phoca vitulina) of the islands Helgoland and Sylt. International Scholarly Research Notices, 2012(1), 106259.
- Kari, T., & Kauranen, P. (1978). Mercury and selenium contents of seals from fresh and brackish waters in finland. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 19(1), 273-280. https://doi.org/10.1007/BF01685798
- Karppanen, E., Henriksson, K. W., & Nurmi, E. V. (1968). Effects of alkoxy alkyl mercury compounds on the health of hens and the occurrence of mercury in different organs. Ann. Agric. Fenn.;(Finland), 7.
- Kehrig, H. A., Hauser-Davis, R. A., Muelbert, M. M., Almeida, M. G., Di Beneditto, A. P. M., & Rezende, C. E. (2022). Mercury and stable carbon and nitrogen isotopes in the natal fur of two Antarctic pinniped species. Chemosphere, 288, 132500.

- Kemper, C., Gibbs, P., Obendorf, D., Marvanek, S., & Lenghaus, C. (1994). A review of heavy metal and organochlorine levels in marine mammals in Australia. Science of the Total Environment, 154(2-3), 129-139.
- Kennedy, S. N., Castellini, J. M., Hayden, A. B., Fadely, B. S., Burkanov, V. N., Dajles, A.,
 ... & Rea, L. D. (2019). Regional and age-related variations in haptoglobin concentrations in Steller sea lions (Eumetopias jubatus) from Alaska, USA. Journal of wildlife diseases, 55(1), 91-104.
- Kennedy, S. N. (2019). Determining the Immune Status of Steller Sea Lions (Eumetopias jubatus): An Environmental Agents of Disease Perspective. University of Alaska Fairbanks.
- Kennedy, S. N., Keogh, M., Levin, M., Castellini, J. M., Lian, M., Fadely, B. S., ... & O'Hara, T. M. (2021). Regional variations and relationships among cytokine profiles, white blood cell counts, and blood mercury concentrations in Steller sea lion (Eumetopias jubatus) pups. Science of the Total Environment, 775, 144894.
- Kim, K. C., Chu, R. C., & Barron, G. P. (1974). Mercury in tissues and lice of northern fur seals. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 11(3), 481–484. https://doi.org/10.1007/BF01685109
- Kooyomjian, C. (2021). Distribución elemental y descarga en pinnípedos peruanos. Tesis de maestría. Nova Southeastern University. Recuperado de NSUWorks, (42) https://nsuworks.nova.edu/hcas_etd_all/42.
- Kooyomjian, C., Giarikos, D. G., Adkesson, M. J., & Hirons, A. C. (2022). Maternal offloading of arsenic and other trace elements in Peruvian fur seals. Marine Mammal Science, 38(4), 1325-1339.
- Kopec, A. D., & Harvey, J. (1995). Toxic pollutants, health indices and population dynamics of harbor seals in San Francisco Bay, 1989-1992.
- Krey, A., Ostertag, S. K., & Chan, H. M. (2015). Assessment of neurotoxic effects of mercury in beluga whales (Delphinapterus leucas), ringed seals (Pusa hispida), and polar bears (Ursus maritimus) from the Canadian Arctic. Science of the Total Environment, 509, 237-247.
- Lake, C. A., Lake, J. L., Haebler, R., McKinney, R., Boothman, W. S., & Sadove, S. S. (1995). Contaminant levels in harbor seals from the northeastern United States. Archives of environmental contamination and toxicology, 29(1), 128–134. https://doi.org/10.1007/BF00213097

- Law, R. J., Fileman, C. F., Hopkins, A. D., Baker, J. R., Harwood, J., Jackson, D. B., ... & Morris, R. J. (1991). Concentrations of trace metals in the livers of marine mammals (seals, porpoises and dolphins) from waters around the British Isles. Marine Pollution Bulletin, 22(4), 183-191.
- Law, R. J., Jones, B. R., Baker, J. R., Kennedy, S., Milne, R., & Morris, R. J. (1992). Trace metals in the livers of marine mammals from the Welsh coast and the Irish Sea. Marine Pollution Bulletin, 24(6), 296-304.
- Le Croizier, G., Lorrain, A., Sonke, J. E., Hoyos-Padilla, E. M., Galván-Magaña, F., Santana-Morales, O., ... & Point, D. (2020). The twilight zone as a major foraging habitat and mercury source for the great white shark. Environmental Science & Technology, 54(24), 15872-15882.
- Lee, S. S., Mate, B. R., Von Der Trenck, K. T., Rimerman, R. A., & Buhler, D. R. (1977). Metallothionein and the subcellular localization of mercury and cadmium in the California sea lion. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology, 57(1), 45-53. https://doi.org/10.1016/0306-4492(77)90076-4
- Lehnert, K., Weirup, L., Harding, K. C., Härkönen, T., Karlsson, O., & Teilmann, J. (2017). Antarctic seals: molecular biomarkers as indicators for pollutant exposure, health effects and diet. Science of the Total Environment, 599, 1693-1704.
- Lian, M. (2020). Assessing adverse effects of mercury in two pinniped species. University of Alaska Fairbanks.
- Lian, M., Castellini, J. M., Kuhn, T., Rea, L., Bishop, L., Keogh, M., ... & O'Hara, T. (2020). Assessing oxidative stress in Steller sea lions (Eumetopias jubatus): Associations with mercury and selenium concentrations. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 235, 108786.
- Lian, M., Field, C. L., van Wijngaarden, E., Rios, C., Castellini, J. M., Greig, D. J., ... & O'Hara, T. M. (2021). Assessment of clinical outcomes associated with mercury concentrations in harbor seal pups (Phoca vitulina richardii) in central California. Science of The Total Environment, 758, 143686.
- Li, J. (2013). Distribution and maternal transfer of arsenic, cadmium, mercury, lead and selenium in Baikal seals (Phoca sibirica) (Master's thesis, Institutt for biologi).
- Lima, G. S., Menegario, A. A., Sulato, E. T., Pedrobom, J. H., Torres-Florez, J. P., Araújo, M. A. D., & Barreto, A. S. (2022). Mercury Concentration in Liver Tissues of South American Fur Seals (Arctocephalus australis) from Southwestern Atlantic Ocean. Journal of the Brazilian Chemical Society, 33(11), 1309-1318.

- Lima, G. D. S. (2019). Determinação de mercúrio em fígado de lobo marinho sul-americano (Arctocephalus australis).
- Lyytikäinen, M., Patynen, J., Hyvarinen, H., Sipila, T., & Kunnasranta, M. (2015). Mercury and selenium balance in endangered Saimaa ringed seal depend on age and sex. Environmental Science & Technology, 49(19), 11808-11816.
- Mackey, E. A., Becker, P. R., Demiralp, R., Greenberg, R. R., Koster, B. J., & Wise, S. A. (1996). Bioaccumulation of vanadium and other trace metals in livers of Alaskan cetaceans and pinnipeds. Archives of environmental contamination and toxicology, 30(4), 503–512. https://doi.org/10.1007/BF00213402
- MacMillan, G. A., Amyot, M., Daoust, P. Y., & Lemire, M. (2021). Trace elements in grey seals from the Gulf of St. Lawrence. bioRxiv, 2021-08.
- Malcolm, H. M., Boyd, I. L., Osborn, D., French, M. C., & Freestone, P. (1994). Trace metals in Antarctic fur seal (Arctocephalus gazella) livers from Bird Island, South Georgia. Marine Pollution Bulletin, 28(6), 375-380.
- Marino, K. B., Hoover-Miller, A., Conlon, S., Prewitt, J., & O'Shea, S. K. (2011). Quantification of total mercury in liver and heart tissue of Harbor Seals (Phoca vitulina) from Alaska USA. Environmental research, 111(8), 1107-1115.
- Martin, J. H., Elliott, P. D., Anderlini, V. C., Girvin, D., Jacobs, S. A., Risebrough, R. W., Delong, R. L., & Gilmartin, W. G. (1976). Mercury-selenium-bromine imbalance in premature parturient California sea lions. Marine Biology, 35(1), 91-104. https://doi.org/10.1007/BF00386678
- Masbou, J., Point, D., Sonke, J. E., Frappart, F., Perrot, V., Amouroux, D., ... & Becker, P. R. (2015). Hg stable isotope time trend in ringed seals registers decreasing sea ice cover in the Alaskan Arctic. Environmental science & technology, 49(15), 8977-8985.
- Matias, R. S., Guímaro, H. R., Bustamante, P., Seco, J., Chipev, N., Fragão, J., ... & Xavier, J. C. (2022). Mercury biomagnification in an Antarctic food web of the Antarctic Peninsula. Environmental Pollution, 304, 119199.
- McClurg, T.P. (1984). Trace metals and chlorinated hydrocarbons in ross seals from Antarctica. Marine Pollution Bulletin, 15, 384-389.
- McGrew, A. K., Ballweber, L. R., Salman, M. D., O'Hara, T. M., & Clements, W. H. (2011). Spatial trends of total mercury (THg) exposure, and the role of intestinal helminths on its distribution within piscivorous mammalian hosts.

- McGrew, A. K., O'Hara, T. M., Stricker, C. A., Salman, M. D., Van Bonn, W., Gulland, F. M., ... & Ballweber, L. R. (2018). Ecotoxicoparasitology of the gastrointestinal tracts of pinnipeds: the effect of parasites on the potential bioavailability of total mercury (THg). Science of the Total Environment, 631, 233-238.
- McHuron, E. A., Castellini, J. M., Rios, C. A., Berner, J., Gulland, F. M., Greig, D. J., & 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.
- McHuron, E. A. (2012). Health implications of mercury, selenium, and a red pelage in Pacific harbor seals (Phoca vitulina richardii) off central California. San Jose State University.
- McHuron, E. A., Peterson, S. H., Ackerman, J. T., Melin, S. R., Harris, J. D., & Costa, D. P. (2016). Effects of age, colony, and sex on mercury concentrations in California sea lions. Archives of environmental contamination and toxicology, 70, 46-55.
- McKie, J.C. (1980). Heavy metal in Grey Seals (Halichoerus grypus) from the fast coast of Scotland. Marine Environment Quality Committee.
- Medvedev, N., Panichev, N., & Hyvärinen, H. (1997). Levels of heavy metals in seals of Lake Ladoga and the White Sea. Science of the Total Environment, 206(2-3), 95-105.
- Miles, A. K., Calkins, D. G., & Coon, N. C. (1992). Toxic elements and organochlorines in harbor seals (Phoca vitulina richardsi), Kodiak, Alaska, USA.
- Moser, D. G. (1996). Trace element and organochlorine compounds in harbor seals (Phoca vitulina richardsi) along the Pacific Coast (California, Oregon, Washington).
- Moses, S. K., Whiting, A. V., Bratton, G. R., Taylor, R. J., & O'Hara, T. M. (2009). Inorganic nutrients and contaminants in subsistence species of Alaska: linking wildlife and human health. International journal of circumpolar health, 68(1), 53-74.
- Murillo-Cisneros, D. A., McHuron, E. A., Zenteno-Savín, T., Castellini, J. M., Field, C. L., & O'Hara, T. M. (2022). Fetal mercury concentrations in central California Pacific harbor seals: Associated drivers and outcomes. Science of the Total Environment, 820, 153246.
- NAS, R. E. (1971). Heavy metals in the northern fur seal, Callorhinus ursinus, and harbor seal, Phoca vitulina richardi. Fishery Bulletin, 72(1-2), 133.

- Noël, M., Jeffries, S., Lambourn, D. M., Telmer, K., Macdonald, R., & Ross, P. S. (2016). Mercury accumulation in harbour seals from the northeastern Pacific Ocean: the role of transplacental transfer, lactation, age and location. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 70, 56-66.
- Noda, K., Ichihashi, H., Loughlin, T. R., Baba, N., Kiyota, M., & Tatsukawa, R. (1995). Distribution of heavy metals in muscle, liver and kidney of northern fur seal (Callorhinus ursinus) caught off Sanriku, Japan and from the Pribilof Islands, Alaska. Environmental Pollution, 90(1), 51-59.
- Nyman, M., Bergknut, M., Fant, M. L., Raunio, H., Jestoi, M., Bengs, C., ... & Helle, E. (2003). Contaminant exposure and effects in Baltic ringed and grey seals as assessed by biomarkers. Marine environmental research, 55(1), 73-99.
- Nyman, M., Koistinen, J., Fant, M. L., Vartiainen, T., & Helle, E. (2002). Current levels of DDT, PCB and trace elements in the Baltic ringed seals (Phoca hispida baltica) and grey seals (Halichoerus grypus). Environmental Pollution, 119(3), 399-412.
- Peña, N. I., Moreno, V. J., Marcovecchio, J. E., & Pérez, A. (1988). Total mercury, cadmium and lead distribution in tissues of the southern sea lion (Otaria flavescens) in the ecosystem of Mar del Plata, Argentina. Metals in coastal environments of Latin America, 140-146.
- Perttilä, M., Stenman, O., Pyysalo, H., & Wickström, K. (1986). Heavy metals and organochlorine compounds in seals in the gulf of Finland. Marine Environmental Research, 18(1), 43-59. https://doi.org/10.1016/0141-1136(86)90008-5
- Peterson, S. H., Ackerman, J. T., Crocker, D. E., & Costa, D. P. (2018). Foraging and fasting can influence contaminant concentrations in animals: an example with mercury contamination in a free-ranging marine mammal. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 285(1872), 20172782.
- Peterson, S. H., Ackerman, J. T., & Costa, D. P. (2015). Marine foraging ecology influences mercury bioaccumulation in deep-diving northern elephant seals. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 282(1810), 20150710.
- Peterson, S. H., McHuron, E. A., Kennedy, S. N., Ackerman, J. T., Rea, L. D., Castellini, J. M., ... & Costa, D. P. (2016). Evaluating hair as a predictor of blood mercury: the influence of ontogenetic phase and life history in pinnipeds. Archives of environmental contamination and toxicology, 70, 28-45.

- Peterson, S. H., Peterson, M. G., Debier, C., Covaci, A., Dirtu, A. C., Malarvannan, G., ... & Costa, D. P. (2015). Deep-ocean foraging northern elephant seals bioaccumulate persistent organic pollutants. Science of the Total Environment, 533, 144-155.
- Pinzone, M. (2021). Sourcing and dynamic of mercury in Arctic true seals.
- Ponce, R. A., Egeland, G. M., Middaugh, J. P., & Becker, P. R. Twenty years of trace metal analyses of marine mammals.
- Puchades, L., Gallego-Rios, S. E., Di Marzio, A., & Martínez-López, E. (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.
- Quakenbush, L., & Citta, J. (2008). Biology of the ribbon seal in Alaska. Unpublished report to NMFS.
- Quakenbush, L., & Citta, J. J. (2009). Trace element concentrations in bearded seals (Erignathus barbatus) near Red Dog Mine compared to other locations in Alaska. Journal of Marine Sciences, 2009(1), 275040.
- Quakenbush, L. T., Citta, J. J., & Crawford, J. (2011). Biology of the bearded seal (Erignathus barbatus) in Alaska, 1961-2009 (pp. 1-70). Alaska Department of Fish and Game, Arctic Marine Mammal Program.
- Rea, L. D., Castellini, J. M., Avery, J. P., Fadely, B. S., Burkanov, V. N., Rehberg, M. J., & O'Hara, T. M. (2020). Regional variations and drivers of mercury and selenium concentrations in Steller sea lions. Science of the Total Environment, 744, 140787.
- Reijnders, P. J. H. (1979). Organochlorine and heavy metal residues in harbour seals from the wadden sea and their possible effects on reproduction. Netherlands Journal of Sea Research, 14(1), 30-65. https://doi.org/10.1016/0077-7579(80)90012-5
- Riget, F., Muir, D., Kwan, M., Savinova, T., Nyman, M., Woshner, V., & O'Hara, T. (2005). Circumpolar pattern of mercury and cadmium in ringed seals. Science of the Total Environment, 351, 312-322.
- Roberts, T. M., Heppleston, P. B., & Roberts, R. D. (1976). Distribution of heavy metals in tissues of the common seal. Marine Pollution Bulletin, 7(10), 194-196. https://doi.org/10.1016/0025-326X(76)90040-0

- Robledo, A. F. (2015). Elementos traza en el pelo de Zalophus californianus: una evaluación comparativa entre distintas zonas en México.
- Rodrigues, M. T., Netto, E. B. F., Cumplido, R., de Melo Junior, U. G., Quintanilha, D. B., Marsico, E. T., ... & Guimarães, C. F. M. (2019). Records of Southern Sea Lion (Otaria flavescens)(Mammalia: Carnivora: Otariidae) and Total Mercury (THg) levels in muscle tissue of a specimen on the east coast of Rio de Janeiro State, Southeastern Brazil. Open Access Library Journal, 6(3), 1-14.
- Ronald, K., Frank, R. J., Dougan, J., Frank, R., & Braun, H. E. (1984). Pollutants in harp seals (Phoca groenlandica). II. Heavy metals and selenium. The Science of the total environment, 38, 153–166. https://doi.org/10.1016/0048-9697(84)90213-4
- Sepúlveda, M. S., Ochoa-Acuña, H., & Sundlof, S. F. (1997). Heavy metal concentrations in Juan Fernández fur seals (Arctocephalus philippii). Marine pollution bulletin, 34(8), 663-665.
- Sergeant D.E. and F. A. J. Armstrong. 1973. Mercury in Seals from Eastern Canada. Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 30(6): 843-846. https://doi.org/10.1139/f73-142
- Shooshtari, S. J., Abdollahzadeh, E., Esmaili-Sari, A., & Ghasempouri, S. M. (2023). A review of mercury contamination in representative flora and fauna of Iran: seafood consumption advisories. Journal of Hazardous Materials Advances, 10, 100291.
- Simokon, M. V., & Trukhin, A. M. (2021). Analysis of essential and non-essential trace elements in the organs of a mother–fetus pair of spotted seals (Phoca largha) from the Sea of Japan. Environmental Science and Pollution Research, 28(43), 60622-60634.
- Simond, A. É., Noël, M., Loseto, L., Houde, M., Kirk, J., Elliott, A., & Brown, T. M. (2022). A Multi-matrix metabolomic approach in ringed seals and beluga whales to evaluate contaminant and climate-related stressors. Metabolites, 12(9), 813.
- Skaare, J. U., Degre, E., Aspholm, P. E., & Ugland, K. I. (1994). Mercury and selenium in Arctic and coastal seals off the coast of Norway. Environmental Pollution, 85(2), 153-160.
- Smith, T. G., & Armstrong, F. A. J. (1975). Mercury in Seals, Terrestrial Carnivores, and Principal Food Items of the Inuit, from Holman, N. W.T. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 32(6), 795-801. https://doi.org/10.1139/f75-104

- Smith, T. G., & Armstrong, F. A. J. (1978). Mercury and Selenium in Ringed and Bearded Seal Tissues from Arctic Canada. Arctic, 31(2), 75-84.
- Sonne, C., Aspholm, O., Dietz, R., Andersen, S., Berntssen, M. H., & Hylland, K. (2009). A study of metal concentrations and metallothionein binding capacity in liver, kidney and brain tissues of three Arctic seal species. Science of the total environment, 407(24), 6166-6172.
- Spraker, T. R., Kuzmina, T. A., Lyons, E. T., DeLong, R. L., Simeone, C., & Veeramachaneni, D. R. (2019). Multifocal necrotizing myopathy in northern elephant seal (Mirounga angustirostris) pups, San Miguel Island, California. Veterinary pathology, 56(1), 143-151.
- Szefer, P., Czarnowski, W., Pempkowiak, J., & Holm, E. (1993). Mercury and major essential elements in seals, penguins, and other representative fauna of the Antarctic. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 25, 422-427.
- Szteren, D., Aurioles-Gamboa, D., Campos-Villegas, L. E., & Alava, J. J. (2023). Metalspecific biomagnification and trophic dilution in the coastal foodweb of the California sea lion (Zalophus californianus) off Bahía Magdalena, Mexico: The role of the benthicpelagic foodweb in the trophic transfer of trace and toxic metals. Marine Pollution Bulletin, 194, 115263.
- Szteren, D., & Aurioles-Gamboa, D. (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, D. L., Schliebe, S., & Metsker, H. (1989). Contaminants in blubber, liver and kidney tissue of Pacific walruses. Marine Pollution Bulletin, 20(9), 465-468.
- Tohyama, C., Himeno, S., Watanabe, C., Suzuki, T., & Morita, M. (1986). The relationship of the increased level of metallothionein with heavy metal levels in the tissue of the harbor seal (Phoca vitulina). Ecotoxicology and environmental safety, 12(1), 85–94. https://doi.org/10.1016/0147-6513(86)90008-4
- 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.
- Trukhanova, I. S., Andrievskaya, E. M., Alekseev, V. A., & Sokolovskaya, M. V. (2022). Trace elements in Ladoga ringed seal (Pusa hispida ladogensis) hair. Marine Pollution Bulletin, 181, 113896.

- 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, 25, 27133-27140.
- Tsygankov, V. Y., Boyarova, M. D., & Lukyanova, O. N. (2014). Persistent toxic substances in the muscles and liver of the pacific walrus Odobenus rosmarus divergens Illiger, 1815 from the Bering Sea. Russian Journal of Marine Biology, 40, 147-151.
- Uba, I. (2013). Concentrations of selected chemical elements in organs and tissues of polar bears (Ursus maritimus) from East Greenland (Master's thesis, Institutt for biologi).
- Van De Ven, W. S. M., Koeman, J. H., & Svenson, A. (1979). Mercury and selenium in wild and experimental seals. Chemosphere, 8(8), 539-555. https://doi.org/10.1016/0045-6535(79)90101-2
- Van Hoomissen, S., Gulland, F. M., Greig, D. J., Margaret Castellini, J., & O'Hara, T. M. (2015). Blood and hair mercury concentrations in the Pacific harbor seal (Phoca vitulina richardii) pup: associations with neurodevelopmental outcomes. EcoHealth, 12, 490-500.
- Veinott, G., & Sjare, B. (2006). Mercury, cadmium, selenium, and seven other elements in the muscle, renal, and hepatic tissue of harbor seals (Phoca vitulina) from Newfoundland and Labrador, Canada. Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology, 77(4).
- Wagemann, R. (1989). Comparison of heavy metals in two groups of ringed seals (Phoca hispida) from the Canadian Arctic. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 46(9), 1558-1563.
- Wagemann, R., & Muir, D. C. G. (1981). Concentrations of heavy metals and organochlorines in marine mammals of northern waters : overview and evaluation.
- Wagemann, R., Innes, S., & Richard, P. R. (1996). Overview and regional and temporal differences of heavy metals in Arctic whales and ringed seals in the Canadian Arctic. Science of the Total Environment, 186(1-2), 41-66.
- Wagemann, R., Stewart, R. E. A., Lockhart, W. L., Stewart, B. E., & Povoledo, M. (1988). Trace metals and methyl mercury: associations and transfer in harp seal (Phoca groenlandica) mothers and their pups. Marine Mammal Science, 4(4), 339-355.

- Wagemann, R., Trebacz, E., Boila, G., & Lockhart, W. L. (1998). Methylmercury and total mercury in tissues of arctic marine mammals. Science of the Total Environment, 218(1), 19-31.
- Warburton, J. (1993). Metal concentrations in liver and kidney tissues of Pacific walrus: continuation of a baseline study (No. 1). Marine Mammals Management, US Fish and Wildlife Service.
- Ware, G. W., & Whitacre, D. M. (1994). Reviews of environmental contamination and toxicology. Springer-Verlag.
- Watanabe, I., Ichihashi, H., Tanabe, S., Amano, M., Miyazaki, N., Petrov, E. A., & Tatsukawa, R. (1996). Trace element accumulation in Baikal seal (Phoca sibirica) from the Lake Baikal. Environmental Pollution, 94(2), 169-179.
- Watanabe, I., Kunito, T., Tanabe, S., Amano, M., Koyama, Y., Miyazaki, N., ... & Tatsukawa, R. (2002). Accumulation of heavy metals in Caspian seals (Phoca caspica). Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 43, 109-120.
- Watanabe, I., Tanabe, S., Amano, M., Miyazaki, N., Petrov, E. A., & Tatsukawa, R. (1998). Age-dependent accumulation of heavy metals in Baikal seal (Phoca sibirica) from the Lake Baikal. Archives of environmental contamination and toxicology, 35, 518-526.
- Wenzel, C., Adelung, D., Kruse, H., & Wassermann, O. (1993). Trace metal accumulation in hair and skin of the harbour seal, Phoca vitulina. Marine Pollution Bulletin, 26(3), 152-155.
- Wiig, Ø., Renzoni, A., & Gjertz, I. (1999). Levels of cadmium and mercury in the hair of Atlantic walruses (Odobenus rosmarus rosmarus) from Svalbard, Norway. Polar biology, 21, 343-346.
- Woshner, V. M., O'Hara, T. M., Bratton, G. R., & Beasley, V. R. (2001). Concentrations and interactions of selected essential and non-essential elements in ringed seals and polar bears of Arctic Alaska. Journal of Wildlife Diseases, 37(4), 711-721.
- Yamamoto, Y., Honda, K., Hidaka, H., & Tatsukawa, R. (1987). Tissue distribution of heavy metals in Weddell seals (Leptonychotes weddellii). Marine pollution bulletin, 18(4), 164-169.
- Yediler, A. & Panou, Aliki & Schramel, P. (1993). Heavy metals in hair samples of the Mediterranean Monk Seal (Monachus monachus). Marine Pollution Bulletin. 26. 156-159. 10.1016/0025-326X(93)90127-6.

- Young, B. G., Loseto, L. L., & Ferguson, S. H. (2010). Diet differences among age classes of Arctic seals: evidence from stable isotope and mercury biomarkers. Polar biology, 33, 153-162.
- Yurkowski, D. J., McCulloch, E., Ogloff, W. R., Johnson, K. F., Amiraux, R., Basu, N., ... & McKinney, M. A. (2023). Mercury accumulation, biomagnification, and relationships to δ13C, δ15N and δ34S of fishes and marine mammals in a coastal Arctic marine food web. Marine Pollution Bulletin, 193, 115233.
- Yurkowski, D. J., Richardson, E. S., Lunn, N. J., Muir, D. C., Johnson, A. C., Derocher, A. E., ... & Ferguson, S. H. (2020). Contrasting temporal patterns of mercury, niche dynamics, and body fat indices of polar bears and ringed seals in a melting icescape. Environmental science & technology, 54(5), 2780-2789.
- Zeisler, R., Demiralp, R., Koster, B. J., Becker, P. R., Burow, M., Ostapczuk, P., & Wise, S. A. (1993). Determination of inorganic constituents in marine mammal tissues. Science of the Total Environment, 139, 365-386.