

ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DEL LITORAL

Facultad de Ciencias de la Vida

Evaluación temporal de la concentración de mercurio en sedimento y
aves marinas antárticas en el contexto del cambio climático

PROYECTO INTEGRADOR

Previo la obtención del Título de:

BIÓLOGA

Presentado por:

Arias Vélez Carla Doménica

GUAYAQUIL - ECUADOR

Año: 2024

DEDICATORIA

A mis amados padres, los pilares fundamentales de mi vida. A mi padre Carlos, quien me acompaña cada día, y a mi adorada madre Daysi, que, aunque ya no está físicamente, sigue siendo mi eterna fuente de ánimo e inspiración. No estaría donde estoy hoy sin el invaluable apoyo de ambos.

A los profesores que me acompañaron en mi formación y forjaron todo el conocimiento que tengo y puedo usar en mi vida profesional.

A mis amigos, Raúl quién me animó y apoyó en todo momento, y a Cristhian por su soporte, ambos hicieron de la universidad otro hogar al cual recurrir.

Carla Arias Vélez

AGRADECIMIENTOS

Expreso mi más sincero agradecimiento a todas las personas que hicieron posible este proyecto. A mi tutora, la PhD. Paola Calle Delgado, por su mentoría y ayuda en todo este proceso. También, a los técnicos de laboratorio, MSc. Omar Alvarado, Blga. Génesis Portilla y Blgo. Carlos Cajamarca, por su apoyo en cada requerimiento. Asimismo, gracias a mis compañeros de carrera por su valiosa colaboración en el procesamiento de las muestras.

Agradezco además el indispensable respaldo de la ESPOL e INOCAR en la realización de este proyecto.

DECLARACIÓN EXPRESA

"Los derechos de titularidad y explotación, me corresponde conforme al reglamento de propiedad intelectual de la institución; Carla Arias Vélez, doy consentimiento para que la ESPOL realice la comunicación pública de la obra por cualquier medio con el fin de promover la consulta, difusión y uso público de la producción intelectual"



Carla Arias V.

Carla Arias Vélez

EVALUADORES

Diego Gallardo Polit

PROFESOR DE LA MATERIA

Paola Calle Delgado, PhD.

PROFESORA TUTOR

RESUMEN

La región antártica, a pesar de su remota ubicación, juega un papel crucial en el ciclo global del mercurio (Hg). Este estudio se enfoca en la evaluación temporal de las concentraciones de mercurio total en sedimentos y aves marinas de varios sitios en la Península Antártica entre 2012 y 2023. Además, se analizó la influencia del carbono orgánico (CO) en la retención y movilidad del mercurio en estos ecosistemas. Los resultados muestran una correlación significativa entre el mercurio y el carbono orgánico, lo que sugiere que el CO desempeña un papel clave en el control de la disponibilidad de mercurio. Asimismo, se observó una tendencia decreciente en los niveles de mercurio en varios sitios, posiblemente vinculada a los efectos del cambio climático que pueden alterar la deposición y liberación de mercurio. Estos hallazgos subrayan la necesidad de un monitoreo continuo para evaluar cómo los cambios ambientales están afectando la dinámica del mercurio en los ecosistemas polares y sus posibles efectos en la fauna marina. Esta investigación también aporta información valiosa sobre las implicaciones globales de la movilización de mercurio debido al cambio climático, contribuyendo a la comprensión de los ciclos de contaminantes en las regiones polares.

Palabras clave: Mercurio, Carbono orgánico, Cambio climático, Antártida, Sedimentos, Aves marinas, Bioacumulación

ABSTRACT

The Antarctic region, despite its remoteness, plays a crucial role in the global mercury (Hg) cycle. This study focuses on the temporal evaluation of total mercury concentrations in sediments and seabirds from various sites in the Antarctic Peninsula between 2012 and 2023. The influence of organic carbon (OC) on the retention and mobility of mercury in these ecosystems was also analyzed. Results show a significant correlation between mercury and organic carbon, suggesting that OC plays a key role in controlling mercury availability. Additionally, a decreasing trend in mercury levels was observed in several sites, potentially linked to climate change effects that may alter the deposition and release of mercury. These findings highlight the need for continuous monitoring to assess how environmental changes are impacting the dynamics of mercury in polar ecosystems and their potential effects on marine wildlife. This research also provides insights into the global implications of mercury mobilization due to climate change, contributing to the broader understanding of contaminant cycles in polar regions.

Keywords: Mercury, Organic carbon, Climate change, Antarctica, Sediments, Seabirds, Bioaccumulation

ÍNDICE GENERAL

EVALUADORES.....	5
RESUMEN	6
ABSTRACT	2
ÍNDICE GENERAL.....	3
ABREVIATURAS.....	5
SIMBOLOGÍA.....	6
ÍNDICE DE ILUSTRACIONES.....	7
ÍNDICE DE TABLAS.....	9
CAPÍTULO 1.....	10
1.1 Descripción del problema	11
1.2 Justificación del problema	12
1.3 Objetivos.....	13
1.3.1 Objetivo General del proyecto.....	13
1.3.2 Objetivos Específicos.....	13
1.4 MARCO TEÓRICO	14

CAPÍTULO 2.....	20
2.1 Área de Estudio.....	21
2.2 Recolección de Muestras	23
2.3 Análisis de Mercurio.....	26
2.4 Análisis de Carbono Orgánico.....	28
2.5 Análisis de Datos y Estadísticas.....	29
2.6 Evaluación Temporal	31
2.6.1 Análisis comparativo	31
2.6.2 Modelo de regresión lineal	31
CAPÍTULO 3	33
3.1 Concentración de mercurio total en sedimentos antárticos, entre años 2012, 2019 y 2023, Gráfico de medias de concentración de mercurio por sitio y año.....	35
3.2 Comparación de Parámetros Ambientales fisicoquímicos	39
3.3 Comparación de Niveles de Mercurio en Aves Marinas	41
3.4 Evaluación de correlación entre carbono orgánico y Mercurio.....	44
CAPÍTULO 4	53
BIBLIOGRAFÍA.....	55
APÉNDICES.....	60

ABREVIATURAS

ESPOL	Escuela Superior Politécnica del Litoral
BMF	Factor de Biomagnificación
BSAF	Factor de acumulación de sedimentos en Biota
DMA-80	Analizador directo de mercurio
ANOVA	Análisis estadístico de varianza
Hg	Mercurio

SIMBOLOGÍA

Ppm	Partes por millón
mg	Miligramo
g	Gramo
Spp	Especie(s)
CO	Carbono Orgánico

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

Ilustración 1. Dinámica del mercurio en el ambiente, todas las fuentes y sumideros actuales de mercurio. Fuente: Badillo, D. (s.f.). Infografía: Dinámica ambiental del mercurio. Scribd. https://es.scribd.com/document/526291726/Infografia-Dinamica-ambiental-del-Mercurio	16
Ilustración 2. Dinámica carbono orgánico y mercurio en ecosistema acuático. Fuente: Imagen generada con programa (DALL·E).....	18
Ilustración 3. La Antártida se está convirtiendo en laboratorio del cambio climático. Fuente: AFP/REUTERS. (2015). Oceans as National Parks. The Atlantic. https://www.theatlantic.com/international/archive/2015/06/oceans-as-national-parks/397133/	20
Ilustración 4. Sitios de muestreo del estudio	22
Ilustración 5. Proceso de recolección de muestras de sedimento. Investigador: Obtenido por: FCV ESPOL	24
Ilustración 6. Proceso de maceración post secado y liofilización de la muestra. En imagen el resultado final de muestra pulverizada.	24
Ilustración 7. Muestras pulverizadas almacenadas en desecador.	25
Ilustración 8. Proceso de recolección de plumas de aves marinas cerca de los nidos. Obtenido por: FCV ESPOL.....	26
Ilustración 9. Equipo DMA-80, analizador de mercurio.	27
Ilustración 10. Equipo de medición de carbono orgánico y nitrógeno, Elemental, del laboratorio de suelos FCV	28
Ilustración 11. Proceso de preparación de muestras para medición en el equipo Elemental	29
Ilustración 12. Gráfico de medias de concentración de mercurio por año y sitio de muestreo en sedimentos	35
Ilustración 13. Diagrama de caja: concentraciones de mercurio por año y sitio	36
Ilustración 14. Diagrama de caja: concentraciones de mercurio en aves marinas antárticas: Skúa 2012 y Petrel 2019.....	42
Ilustración 15. Resultado de correlación Spearman y Gráfico de correlación mercurio vs carbono orgánico en Bahía Chile con datos 2012 y 2019	46

Ilustración 16. Resultado de correlación Spearman y Gráfico de correlación mercurio vs carbono orgánico en Ensenada Guayaquil con datos 2012 y 2023.	47
Ilustración 17. Resultado de correlación Spearman y Gráfico de correlación mercurio vs carbono orgánico en Isla Barrientos con datos 2012, 2019 y 2023.	47
Ilustración 18. Gráficos de los modelos de regresión lineal. A) Gráfico de regresión lineal entre los sitios base de estudio (Bahía Chile y Ensenada), B) Gráfico de regresión lineal entre todos los sitios descritos. .	49
Ilustración 19. Modelo de regresión lineal utilizando los datos facilitados por Wang. et al (2023)	51

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Material de referencia y blancos para medición de mercurio en sedimentos y aves marinas	27
Tabla 2. Material de Referencia Soil CRM LECO, para análisis de carbono orgánico.....	28
Tabla 3. Estándar de calibración para medición de carbono orgánico.....	29
Tabla 4. Tabla de valor promedio y desviación estándar de concentración de mercurio total en sedimentos, por sitio y año.	33
Tabla 5. Resultado ANOVA.....	37
Tabla 6. Resultados de parámetros fisicoquímicos para Isla Barrientos 2012 vs 2019	39
Tabla 7. Resultados de parámetros fisicoquímicos para Bahía Chile 2012 vs 2019	39
Tabla 8. Tabla de promedios y desviación estándar de concentraciónl de mercurio en aves marinas antárticas.	41
Tabla 9. Valores promedio y desviación estándar de carbono orgánico y mercurio en Bahía Chile, Ensenada Guayaquil y Barrientos, en los años: 2012, 2019 y 2023	44
Tabla 10. Base de datos general de concentraciones de mercurio y carbono orgánico por estación, sitio y año.	63

CAPÍTULO 1

1. INTRODUCCIÓN

El mercurio es un contaminante global de gran preocupación, particularmente en regiones remotas como la Antártida, donde sus efectos pueden ser especialmente persistentes y perjudiciales. A pesar de su aislamiento, la Antártida no está exenta de la influencia de actividades humanas y del cambio climático (Jitaru et al., 2009). La deposición atmosférica es la principal vía de entrada de mercurio a esta región, donde las bajas temperaturas favorecen su acumulación en sedimentos y en la biota marina. (Li et al., 2020). Sin embargo, el cambio climático está alterando esta dinámica al modificar los ciclos de congelación y deshielo, lo que puede movilizar el mercurio previamente atrapado en el hielo y los sedimentos, incrementando su disponibilidad en el ambiente. (*Driscoll et al., 2013; Hsu-Kim et al., 2013; Obrist et al., 2018*).

El carbono orgánico presente en los sedimentos antárticos también juega un papel crucial en la dinámica del mercurio. (Chételat et al., 2022). Este elemento puede actuar como un agente de inmovilización, atrapando el mercurio y limitando su biodisponibilidad. (Hararuk et al., 2013). No obstante, el calentamiento global y la consecuente degradación del carbono orgánico podrían liberar mercurio al medio ambiente, aumentando su concentración en la cadena alimentaria marina. (Lavoie et al., 2019; Obrist et al., 2009). Este fenómeno tiene implicaciones directas para las aves marinas, especies que se encuentran al tope de la cadena trófica y que pueden bioacumular mercurio en sus tejidos, lo que podría tener efectos negativos en su salud y en la estabilidad del ecosistema antártico. (Pirrone et al., 1996; Fitzgerald et al., 1998; Bargagli, 2005).

Dada la creciente preocupación por los impactos del cambio climático en la movilización y bioacumulación de mercurio en la Antártida, resulta esencial realizar una evaluación temporal de las concentraciones de mercurio tanto en los sedimentos como en las aves marinas de la

región (Wang et al., 2023). Este estudio permitirá identificar las tendencias a largo plazo y entender mejor cómo los cambios ambientales están afectando la dinámica del mercurio en estos ecosistemas vulnerables. Además, el monitoreo de estos parámetros proporcionará información valiosa para el desarrollo de estrategias de mitigación que puedan contrarrestar los efectos adversos de la contaminación por mercurio, asegurando así la protección de la biodiversidad en la Antártida en el contexto del cambio climático. (Bargagli et al., 2005; Dommergue et al., 2010; Wang et al., 2023).

1.1 Descripción del problema

El ciclo del mercurio en la Antártida es intrincado y está influenciado por una serie de factores ambientales que complican su dinámica en la región. (Xue et al., 2019). En particular, se ha observado que eventos específicos, como los eventos de agotamiento de mercurio atmosférico (AMDEs), desempeñan un papel crucial en la deposición de mercurio oxidado en los ecosistemas antárticos, especialmente durante y después del amanecer polar. (Driscoll et al., 2013). Estos eventos, combinados con los vientos catabáticos que transportan aerosoles marinos y compuestos de bromo, han sido señalados como factores que amplifican la deposición de mercurio en la región, afectando a los musgos, líquenes y suelos, como se ha documentado en la Bahía Terra Nova. (Schiavo et al., 2024). Uno de los aspectos clave que complican aún más la dinámica del mercurio en la Antártida es la interacción entre las concentraciones de mercurio y el carbono orgánico presente en los sedimentos y suelos. (Sundseth et al., 2017). Estudios recientes han demostrado que el carbono orgánico juega un papel significativo en la retención del mercurio, actuando como un reservorio que limita su movilidad y biodisponibilidad. (Ecol et al., 1998; Zhao et al., 2021) Esta relación entre el mercurio y el carbono orgánico no solo permite identificar áreas de mayor deposición del metal, sino que también ofrece una visión sobre cómo el cambio climático puede alterar estos equilibrios. (Driscoll et al., 2013). El calentamiento global y los cambios en los ciclos de

congelación y deshielo pueden desencadenar la liberación de mercurio previamente inmovilizado, aumentando su concentración en la cadena alimentaria marina y terrestre. (Sundseth et al., 2017).

En este contexto, la evaluación temporal de las concentraciones de mercurio en sedimentos y en aves marinas antárticas se vuelve crucial para comprender cómo estas dinámicas están siendo afectadas por el cambio climático (Matias et al., 2022). Además, dicha evaluación permitirá predecir los futuros impactos de la contaminación por mercurio en este ecosistema polar vulnerable. A pesar de la creciente investigación, aún existen lagunas en el conocimiento sobre la relación entre el mercurio, el carbono orgánico y las condiciones ambientales cambiantes en la Antártida (Zvěřina et al., 2014). La falta de información detallada y actualizada sobre estos procesos subraya la necesidad de estudios continuos que analicen las variaciones temporales y espaciales de las concentraciones de mercurio, con el fin de mitigar sus efectos adversos en el medio ambiente antártico (Ecol et al., 1998).

1.2 Justificación del problema

Comprender la dinámica del mercurio en los ecosistemas antárticos es crucial para evaluar los impactos ambientales de este metal en una de las regiones más vulnerables y remotas del planeta. La bioacumulación de mercurio en la biota terrestre y marina de la Antártida proporciona información clave para predecir los efectos combinados de las emisiones antropogénicas y el cambio climático en la distribución global de este contaminante. (Bargali et al., 2005; Calle et al., 2015). Estos estudios no solo son esenciales para entender las interacciones ecológicas y las posibles amenazas a la biodiversidad antártica, sino que también pueden influir en la formulación de políticas y estrategias de mitigación para reducir la entrada de mercurio en los ecosistemas polares (Baylón et al., 2019).

Además, el desarrollo e implementación de sistemas efectivos de monitoreo y control de la contaminación por mercurio en la Antártida contribuyen directamente al logro de varios

Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de las Naciones Unidas, como la acción por el clima (ODS 13), la protección de la vida submarina (ODS 14) y la protección de la vida en los ecosistemas terrestres (ODS 15) (Organización de las Naciones Unidas [ONU], 2020). Estos esfuerzos no solo protegen la biodiversidad y los ecosistemas únicos de la región antártica, sino que también fomentan la investigación científica y el desarrollo de tecnologías limpias que pueden ser aplicadas en todo el mundo. Por lo tanto, este enfoque integral refuerza la importancia de combinar la investigación ambiental con el desarrollo de políticas sostenibles y tecnología avanzada para mitigar los efectos de la contaminación por mercurio en este entorno crítico. (Silvia & Rodríguez, 2012).

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo General del proyecto

Evaluar la influencia del cambio climático en la península antártica analizando la variación de la concentración de mercurio y carbono orgánico en 2012-2024 como una herramienta para la predicción de la disponibilidad de mercurio en aves marinas antárticas.

1.3.2 Objetivos Específicos

- Analizar las concentraciones de mercurio total y carbono orgánico en sedimentos antárticos y plumas de aves marinas recolectadas en los periodos 2012-2013 y 2023-2024 en Islas Barrientos, Bahía Chile y Ensenada Guayaquil.
- Relacionar las concentraciones de mercurio total con las de carbono orgánico mediante modelos estadísticos, para comprender el impacto del cambio climático en CO y la dinámica del mercurio en la región antártica.

- Determinar la evolución de los parámetros fisicoquímicos: temperatura, salinidad, y oxígeno disuelto registrados entre 2012 y 2019, y su relación con los patrones actuales de mercurio y carbono orgánico.

1.4 MARCO TEÓRICO

1.4.1 Fuentes de Mercurio y Transporte Global

El mercurio (Hg) en la atmósfera tiene su origen en múltiples fuentes, tanto naturales como provocadas por el hombre (Jitaru et al., 2009). Las actividades humanas principales que contribuyen a las emisiones de mercurio incluyen la quema de combustibles fósiles, la minería artesanal y en pequeña escala de oro (ASGM), y procesos industriales como la producción de cemento y las plantas de cloro-álcali. (Kwokal et al., 2008; Li et al., 2020). Las fuentes naturales abarcan fenómenos como las erupciones volcánicas, las cuales pueden emitir considerables cantidades de mercurio a la atmósfera. (McKinney et al., 2022). La ASGM es especialmente significativa en regiones como Asia Oriental y Meridional, y se considera el mayor emisor global de mercurio, afectando notablemente los niveles atmosféricos de este metal (Driscoll et al., 2013)

Una vez emitido, el mercurio puede ser transportado a largas distancias debido a su capacidad para permanecer en la atmósfera durante períodos prolongados. (Chételat et al., 2022). El mercurio elemental (Hg^0) tiene una vida atmosférica de hasta un año, lo que le permite ser transportado a través de continentes antes de depositarse. (Schiavo et al., 2024).

Investigaciones recientes enfatizan el papel de la absorción directa de Hg^0 por las hojas y el suelo, lo que contribuye significativamente a la deposición de mercurio atmosférico en tierras y cuerpos de agua (Matias et al., 2022). Este mecanismo representa una parte considerable del flujo de mercurio atmosférico, destacando la importancia de comprender los procesos de deposición tanto húmeda como seca (Branch, 2008; Nguyen & Hien, 2024)

Estudios de monitoreo y modelado han mostrado que las concentraciones de mercurio presentan un marcado gradiente entre los hemisferios norte y sur, con concentraciones elevadas en regiones industriales como América del Norte, Europa y Asia Oriental. (Baylón et al., 2019). También se han observado altos niveles de mercurio en áreas con extensas actividades de ASGM, como África Subsahariana e Indonesia. (Mastromonaco et al., 2016). Estos estudios subrayan la complejidad del transporte global de mercurio y la necesidad de inventarios detallados de emisiones y modelos atmosféricos para predecir con precisión los patrones de distribución y deposición de mercurio (Schiavo et al., 2024)

1.4.2 Dinámica del Mercurio en la Antártida

En la Antártida, la distribución y comportamiento del mercurio son modulados tanto por procesos naturales como por actividades humanas (Kwokal et al., 2008). Durante el amanecer polar, ocurren eventos conocidos como agotamientos de mercurio atmosférico (AMDEs), que incrementan notablemente la deposición de mercurio oxidado (Hg^{II}) en los ecosistemas terrestres (Chételat et al., 2022). Estos eventos son provocados por reacciones fotoquímicas que transforman el mercurio elemental gaseoso (Hg^0) en formas más reactivas, facilitando así su deposición (Sundseth et al., 2017)

Estudios recientes han destacado la importancia de comprender la interacción entre el mercurio y los factores ambientales en la Antártida. Por ejemplo, los cambios en la temperatura y los patrones de viento debido al cambio climático pueden influir significativamente en la dinámica del mercurio. Las temperaturas más cálidas pueden aumentar la metilación del mercurio, un proceso que convierte el mercurio inorgánico en metilmercurio (MeHg), una forma altamente tóxica que se bioacumula en las redes alimentarias marinas. Esto es particularmente preocupante ya que el MeHg representa graves riesgos para la salud de los organismos marinos y el ecosistema en general (Zvěřina et al., 2014)

La deposición y transformación del mercurio en los ecosistemas antárticos también están influenciadas indirectamente por actividades humanas (Li et al., 2020) El transporte atmosférico

de mercurio desde regiones industriales puede llevar a una deposición significativa en áreas remotas como la Antártida (McKinney et al., 2022). Comprender estas dinámicas complejas requiere esfuerzos de monitoreo y modelado exhaustivos para evaluar las fuentes, las vías y los impactos del mercurio en estos entornos sensibles. La interacción de procesos naturales y emisiones antropogénicas subraya la necesidad de cooperación global en la gestión del mercurio (Bargagli et al., 2005; Pérez-Rodríguez et al., 2019)



Ilustración 1. Dinámica del mercurio en el ambiente, todas las fuentes y sumideros actuales de mercurio. Fuente: Badillo, D. (s.f.).

Infografía: Dinámica ambiental del mercurio. Scribd. [https://es.scribd.com/document/526291726/Infografia-Dinamica-ambiental-del-](https://es.scribd.com/document/526291726/Infografia-Dinamica-ambiental-del-Mercurio)

Mercurio

1.4.3 Relación entre Mercurio y Carbono Orgánico

La interacción entre el mercurio (Hg) y el carbono orgánico (OC) en los suelos de la Antártida es fundamental para comprender cómo se almacena y distribuye este metal en los ecosistemas (Stern et al., 2012). El carbono orgánico actúa como un sumidero, atrapando el mercurio en las estructuras del suelo y limitando su movilidad (Hararuk et al., 2013). En suelos periglaciares y áreas libres de hielo, se ha observado que las regiones con altos niveles de carbono orgánico tienden a retener más mercurio, lo que subraya la importancia del OC en la retención de este contaminante (Matias et al., 2022). Este conocimiento es clave para identificar las áreas con

mayor acumulación de mercurio y evaluar sus posibles impactos ambientales. (Bargagli et al., 2005; Ecol et al., 1998; Zvěřina et al., 2014)

Además de su papel en la retención del mercurio, el carbono orgánico influye en los procesos biogeoquímicos que determinan el destino final del mercurio en el ambiente (Cichecka et al., 2024). La presencia de materia orgánica en el suelo puede favorecer procesos como la metilación, un proceso biológico en el cual el mercurio inorgánico se transforma en metilmercurio (MeHg), una forma más tóxica y fácilmente absorbida por los organismos vivos (Stoken et al., 2016). Este proceso es facilitado por la actividad microbiana, que es más intensa en ambientes ricos en carbono orgánico (Schuster et al., 2008). Por lo tanto, las áreas con altos niveles de OC no solo atrapan el mercurio, sino que también pueden ser puntos críticos para la formación de metilmercurio, lo que tiene implicaciones importantes para la salud de los ecosistemas antárticos y más allá. (Branch, 2008; Schiavo et al., 2024)

El cambio climático añade una capa adicional de complejidad a esta relación. A medida que las temperaturas globales aumentan, se espera que las tasas de descomposición de la materia orgánica en los suelos también se aceleren (Obrist et al., 2009). Esto puede liberar mercurio previamente inmovilizado, aumentando su disponibilidad en el medio ambiente (Xue et al., 2019). Además, el deshielo del permafrost y el retroceso de los glaciares, ambos vinculados al calentamiento global, podrían liberar cantidades significativas de mercurio y carbono orgánico que han estado almacenados durante miles de años (Driscoll et al., 2013). Esta liberación podría aumentar la concentración de mercurio en los cuerpos de agua cercanos, afectando no

solo a los ecosistemas locales sino también a la cadena alimentaria global. (Matias et al., 2022a; Sundseth et al., 2017; Wang et al., 2023b)

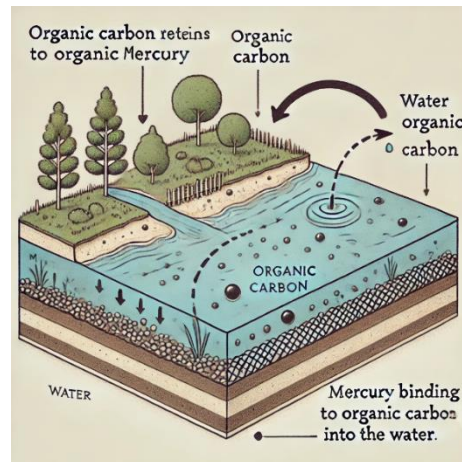


Ilustración 2. Dinámica carbono orgánico y mercurio en ecosistema acuático. Fuente: Imagen generada con programa (DALL·E).

1.4.4 Impacto del Cambio Climático

El cambio climático se anticipa como un factor determinante en la alteración de los patrones de deposición y bioacumulación de mercurio en la Antártida (Branch, 2008). A medida que las temperaturas globales continúan en ascenso, se observa una reducción significativa en la extensión del hielo marino, lo que expone más áreas de tierra y océano a la deposición atmosférica de mercurio (Schiavo et al., 2024; Nguyen & Hien, 2024). Este incremento en la deposición está impulsado, en parte, por cambios en los patrones de viento y circulación atmosférica, que facilitan el transporte de mercurio desde otras regiones hacia la Antártida (Sundseth et al., 2017). Estos cambios climáticos no solo aumentan la cantidad de mercurio depositado en los ecosistemas antárticos, sino que también alteran su distribución y disponibilidad (Matias et al., 2022).

El calentamiento de las aguas antárticas es otro factor crítico que influye en la transformación del mercurio (Zvěřina et al., 2014). A medida que las temperaturas del océano aumentan, se facilita la metilación del mercurio, un proceso bioquímico en el cual el mercurio inorgánico se convierte en metilmercurio (MeHg), una forma mucho más tóxica y bioacumulativa (Ecol et al., 1998). El metilmercurio es especialmente peligroso porque puede integrarse fácilmente en las cadenas alimentarias marinas, acumulándose en los tejidos de los organismos y aumentando en concentración a medida que asciende en la cadena trófica (Bargagli et al., 2005; Pérez-Rodríguez et al., 2019). Esto no solo representa una amenaza para la vida marina, incluyendo peces y mamíferos, sino que también puede tener repercusiones para las especies que dependen de estos organismos, incluidas las aves marinas y, potencialmente, los seres humanos a través del consumo de productos del mar. (Branch, 2008; Nguyen & Hien, 2024)

Además, los cambios inducidos por el clima en la dinámica del mercurio no se limitan a los procesos de deposición y metilación (Baylón et al., 2019). El derretimiento de glaciares y la disminución de la cobertura de hielo también liberan mercurio que ha estado atrapado durante milenios en estas formaciones (Silvia & Rodríguez, 2012). Este mercurio, al ser liberado, se incorpora nuevamente a los ciclos biogeoquímicos, aumentando su disponibilidad en el medio ambiente (Jitaru et al., 2009). De manera similar, el deshielo del permafrost —que contiene no solo mercurio, sino también grandes cantidades de carbono orgánico— contribuye a la liberación de mercurio hacia los sistemas acuáticos (Li et al., 2020). A medida que el carbono orgánico se descompone, se favorece la movilización del mercurio, lo que incrementa su concentración en los cuerpos de agua y eleva el riesgo de bioacumulación en las redes alimentarias. (Calle et al., 2015; Pérez-Rodríguez et al., 2019)

Estos procesos complejos y multifactoriales representan un desafío significativo para la conservación de los ecosistemas antárticos y subrayan la necesidad de un monitoreo continuo y de estrategias de mitigación (McKinney et al., 2022). La combinación de mayor deposición, intensificación de la metilación y liberación de mercurio por el deshielo puede tener efectos de

largo alcance (Chételat et al., 2022), tanto para la biodiversidad marina como para los ecosistemas globales que dependen de la estabilidad del ambiente antártico(Hararuk et al., 2013).



Ilustración 3. La Antártida se está convirtiendo en laboratorio del cambio climático. Fuente: AFP/REUTERS. (2015). Oceans as National Parks. The Atlantic. <https://www.theatlantic.com/international/archive/2015/06/oceans-as-national-parks/397133/>

CAPÍTULO 2

2. METODOLOGÍA

Para alcanzar el objetivo general del proyecto, se utilizaron muestras de sedimentos y plumas de aves marinas recolectadas en la Península Antártica durante las expediciones de 2012, 2019 y 2023-2024. La recolección de las muestras se realizó siguiendo protocolos rigurosos, empleando herramientas y técnicas adecuadas para minimizar cualquier posible contaminación.

Las muestras fueron obtenidas en las expediciones XIIIX, XXIII y XXVII, en el marco del proyecto "Estudios toxicológicos de metales pesados, micro plásticos y ecología microbiana con potencial biotecnológico en la Península Antártica", en sus fases 1 y 2. Estas expediciones, apoyadas por el Instituto Oceanográfico de la Armada (INOCAR), se llevaron a

cabo durante los meses de diciembre y febrero en los años 2012 y 2019, y enero 2019 y 2023, coincidiendo con el verano austral antártico. Tras la recolección, las muestras fueron transportadas bajo condiciones controladas al Laboratorio de Investigaciones Toxicológicas y Salud Ambiental de la Facultad de Ciencias de la Vida de la Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL). El transporte de las muestras se realizó con los permisos correspondientes para la exportación de muestras de suelo y organismos.

Posteriormente, en el mismo laboratorio, se llevaron a cabo los análisis para determinar las concentraciones de mercurio total en las muestras, utilizando como equipo el Analizador Directo de Mercurio (DMA-80). Los datos obtenidos permitieron evaluar los cambios temporales en la concentración de mercurio total, así como su relación con el cambio climático. Además, se realizó un análisis de correlación con los niveles de carbono orgánico presentes en los sedimentos, con el objetivo de comprender mejor cómo el cambio climático está afectando la dinámica del mercurio en estos ecosistemas vulnerables.

2.1 Área de Estudio

La investigación se llevó a cabo en la Península Antártica, específicamente en las islas Bahía Chile, Ensenada Guayaquil y Barrientos. Los sitios de muestreo incluyeron Ensenada Guayaquil, Bahía Chile, Isla Barrientos y varios puntos ubicados alrededor de las costas de las islas mencionadas, todos seleccionados por su relevancia ecológica y acceso a sedimentos y colonias de aves marinas.

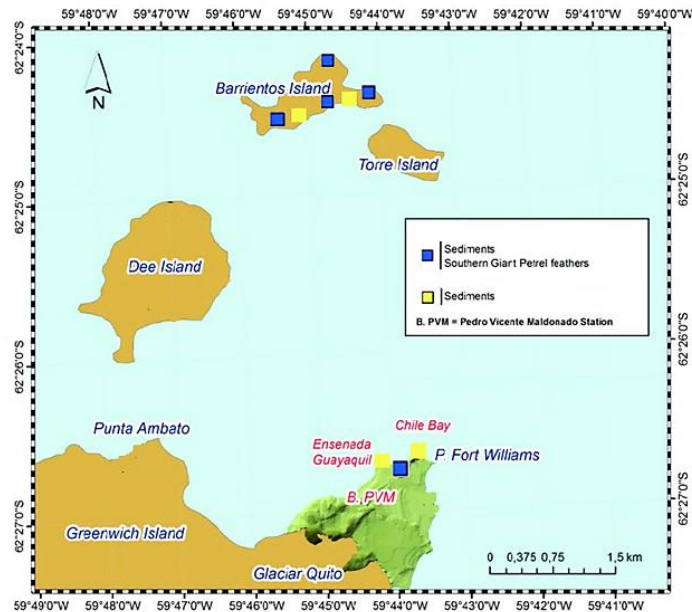


Ilustración 4. Sitios de muestreo del estudio

Para más detalle del área de muestreo, se describirán las islas, sus particularidades e idoneidad para el presente estudio. Isla Barrientos, está ubicada al noroeste de la Isla Greenwich, es una pequeña isla, pero ecológicamente muy significativa. Esto se debe a que presenta una mezcla de playas rocosas y pequeñas áreas de vegetación, principalmente caracterizada por musgos y líquenes, propias de la región antártica. La isla es un sitio de anidación para aves marinas como el Petrel gigante del sur, quien se escogió como sujeto de estudio para el apartado de aves marinas. Por eso es idónea para la recolección de muestras de plumas de Petrel lo que, a su vez, permite un estudio directo de la bioacumulación de contaminantes en estas especies. Las condiciones ambientales en Isla Barrientos están fuertemente influenciadas por su proximidad al mar abierto, lo que genera un entorno dinámico con una alta variabilidad en las condiciones meteorológicas. Barrientos se caracteriza por tener una enorme población de pingüinos lo cual influye en la dinámica de la isla y parámetros como fosfato, materia orgánica, entre otros. (Roberts et al., 2017; Smith et al., 2020)

Bahía Chile, se encuentra en la costa norte de la Isla Greenwich. Esta área está mayormente influenciada por las corrientes oceánicas circumpolares, lo que la convierte en un sitio de alta

productividad biológica. Las fluctuaciones en la temperatura y salinidad del agua son comunes debido a la interacción constante con el hielo marino, que se forma y se derrite estacionalmente. La biodiversidad local incluye varias especies de aves marinas, como las skuas, que también forman parte del estudio de análisis de mercurio en aves marinas, lo que hace de este sitio un punto ideal para el muestreo de plumas y sedimentos. (Jones & Clarke, 2018; Roberts et al., 2017)

Ensenada Guayaquil, está situada en la costa oriental de la Isla Greenwich, es un área caracterizada por condiciones climáticas variables, con temperaturas que pueden variar drásticamente entre el verano y el invierno antártico. La ensenada recibe la influencia directa de los vientos catabáticos, lo que afecta la deposición de sedimentos y la dinámica de los nutrientes en el área. Este sitio es particularmente importante debido a su proximidad a la estación de investigación Pedro Vicente Maldonado, lo que puede influir en varios parámetros como nitrato, fosfato. Y también facilita el acceso y monitoreo continuo. (Smith et al., 2020; Thompson et al., 2019)

2.2 Recolección de Muestras

Las expediciones de muestreo, cuyas muestras serán utilizadas en el presente estudio, se llevaron a cabo durante los meses de diciembre a enero en los años 2012, 2019 y 2023, así como en febrero de 2019. Estos períodos corresponden al verano austral de cada año, asegurando así la consistencia temporal en la recolección de datos y permitiendo una comparación adecuada entre las diferentes campañas de muestreo.

Sedimentos: Las muestras de sedimentos fueron recolectadas directamente de la superficie con la ayuda de una pala plástica. Una vez recolectadas, las muestras se almacenaron en bolsas plásticas Ziploc y se mantuvieron a 4°C durante el transporte hacia el laboratorio en Ecuador. Para el estudio se compararán las muestras de sedimento de 2012, 2019 y 2023.



Ilustración 5. Proceso de recolección de muestras de sedimento. Investigador: Obtenido por: FCV ESPOL

Para su posterior análisis, las muestras se secaron en horno a 70°C durante 48 horas, luego fueron liofilizadas, homogenizadas y pulverizadas para asegurar su consistencia.

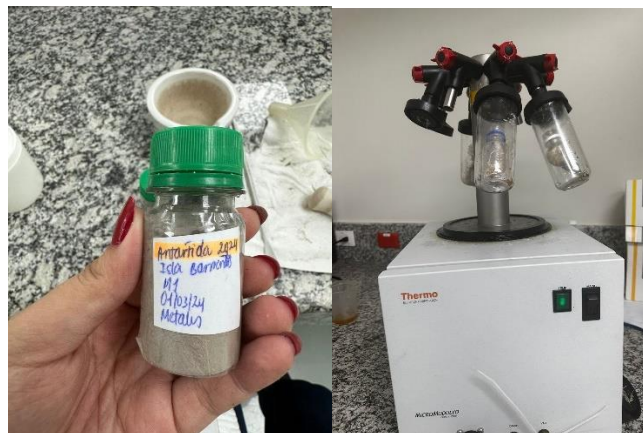


Ilustración 6. Proceso de maceración post secado y liofilización de la muestra. En imagen el resultado final de muestra pulverizada.

Las muestras son almacenadas en disecadores para evitar que se produzca humedad en las mismas, ya que la humedad puede intervenir en los equipos que se utilizan para los futuros análisis.



Ilustración 7. Muestras pulverizadas almacenadas en disecador.

Plumas de Aves Marinas: Para este estudio se seleccionaron dos especies representativas del ecosistema antártico: el Petrel gigante (*Macronectes giganteus*) y el Skúa (*Stercorarius skua*). Estas especies fueron elegidas debido a su importancia ecológica, ya que ocupan posiciones altas en la cadena trófica de la región. Como depredadores tope, estas aves están expuestas a la biomagnificación, un proceso en el cual las concentraciones de contaminantes, como el mercurio, aumentan a medida que se asciende en la cadena alimentaria. Esta característica las convierte en bioindicadores clave para medir la presencia y los efectos del mercurio en el ecosistema antártico.

Aunque el Petrel gigante y el Skúa son especies diferentes, ambos pertenecen a un eslabón trófico similar, lo que justifica su uso conjunto para comparar las concentraciones de mercurio en diferentes años. Su papel ecológico similar permite realizar inferencias sobre la biomagnificación del mercurio y cómo este contaminante se comporta en distintos momentos temporales.

Las plumas de estas aves fueron recolectadas en las cercanías de sus nidos y colonias, aprovechando las plumas que habían mudado naturalmente. Este método no invasivo garantiza que las muestras sean representativas del estado natural de las aves sin interferir en su comportamiento. Para el tratamiento de las plumas se lavaron con acetona pura y agua desionizada, luego se secaron al aire a 20°C y se almacenaron en papel aluminio a -18°C para evitar la degradación antes del análisis.

Para el análisis, se compararán los datos obtenidos de las plumas recolectadas en las expediciones de 2012 y 2019



Ilustración 8. Proceso de recolección de plumas de aves marinas cerca de los nidos. Obtenido por: FCV

ESPOL

Toma de parámetros fisicoquímicos: Durante la recolección de sedimentos y plumas, se midieron in situ parámetros fisicoquímicos utilizando un equipo multiparámetro. Los parámetros registrados incluyeron temperatura, oxígeno disuelto, pH, nitritos, fosfatos, salinidad, saturación de oxígeno y conductividad.

2.3 Análisis de Mercurio

El análisis de mercurio en las muestras se realizó utilizando un Analizador Directo de Mercurio (DMA-80). Este equipo fue seleccionado por su ventaja de no requerir digestión ácida ni pretratamiento de las muestras. El límite de detección del DMA-80 es de 0.005 ng, lo que asegura alta precisión en la cuantificación de mercurio en las muestras.

Control de Calidad: Se utilizó el Material de Referencia Estándar (SRM) 1646a de Sedimento Estuarino, proporcionado por el NIST (National Institute of Standards and Technology). La

recuperación promedio de las muestras estuvo por encima del 93%, tanto en las muestras recolectadas en 2012 como en las de 2024. Los valores obtenidos en los blancos oscilaron entre 0.0008 y 0.0015 mg/kg dw, lo que indica un bajo nivel de contaminación y un alto control de calidad.

Tabla 1. *Material de referencia y blancos para medición de mercurio en sedimentos y aves marinas*

Standard Reference Material 1646^a y Blancos		
	Blancos mg/Kg	Recuperación [%]
Sedimento		
Isla Barrientos	0,0019	99,75
Ensenada Guayaquil	0,0017	97,75
Bahía Chile	0,0007	94,75
Aves Marinas		
Pingüino Papúa	0,0011	92,75
Pingüino Barbijo	0,0013	95,25
Petrel	0,0010	95,75
Skua	0,0009	94,25



Ilustración 9. Equipo DMA-80, analizador de mercurio.

2.4 Análisis de Carbono Orgánico

El análisis del carbono orgánico se llevó a cabo utilizando el analizador de nitrógeno y carbono orgánico total (TOC) de Elementar, configurado para la medición de nitrógeno, carbono y carbono orgánico total (TOC). Este equipo, que opera a alta temperatura, fue seleccionado por su capacidad para proporcionar resultados precisos en la determinación de estos elementos.



Ilustración 10. Equipo de medición de carbono orgánico y nitrógeno, Elementar, del laboratorio de suelos FCV

Los parámetros obtenidos del análisis de carbono orgánico se detallan en la figura adjunta (ver imagen proporcionada). Estos resultados fueron fundamentales para el análisis estadístico posterior, especialmente en el contexto de la relación carbono orgánico-mercurio.

Tabla 2. Material de Referencia Soil CRM LECO, para análisis de carbono orgánico

Material de Referencia Soil CRM LECO		
N% 0,262; C% 3,06		
	N [%]	C [%]
Lect 1	0,28	2,81
Lect 2	0,29	2,88
Lect 3	0,27	2,86
Lect 4	0,27	2,72
Lect 5	0,3	2,88
Lect 6	0,24	2,77
Lect 7	0,27	2,83
PROMEDIO	0,274	2,821
Valor real	0,262	3,06
% Recuperación	104,69	92,20

Tabla 3. Estándar de calibración para medición de carbono orgánico

Estándar de Calibración - Phenylalanine		
	N [%]	C [%]
Lect 1	8,48	65,67
Lect 2	8,57	66,44
Lect 3	8,52	65,6
Lect 4	8,55	64,76
PROMEDIO	8,53	65,62
Valor real	8,48	65,44
% Recuperación	100,6	100,3

Para el análisis de carbono orgánico, el tratamiento de las muestras consistió en pesarlas, para encapsularlas en un papel de níquel, formando especie de pastillas que serán posteriormente leídas por el equipo. Se registró una bitácora con códigos de las muestras para poder identificarlas al ser procesadas por el equipo y el software de este.



Ilustración 11. Proceso de preparación de muestras para medición en el equipo Elemental

2.5 Análisis de Datos y Estadísticas

Para el análisis estadístico de los datos, se emplearon diversas pruebas, realizadas en el programa estadístico R, versión 2020. R Core Team (2020).

Se usó este confiable programa, asegurando la rigurosidad en la comparación de las concentraciones de mercurio y otros parámetros ambientales en los diferentes sitios y periodos

de muestreo. Todas las pruebas se realizaron con un nivel de significancia del 95% ($\alpha = 0.05$), garantizando que los resultados sean estadísticamente confiables.

Respecto a la normalidad de los datos, su evaluación precisó la aplicación de la prueba de Shapiro-Wilk, especialmente adecuada para muestras de tamaño reducido ($n < 30$). Esta prueba permitió determinar si las distribuciones de las concentraciones de mercurio y otros parámetros en las muestras seguían una distribución normal. La normalidad de los datos es un requisito esencial para la selección de las pruebas estadísticas a utilizar en los análisis comparativos.

Una vez evaluada la normalidad, se procedió a verificar la homogeneidad de varianzas, un supuesto clave para las pruebas paramétricas. Dependiendo de los resultados de la prueba de normalidad, se emplearon dos enfoques diferentes:

Prueba de Levene: Utilizada cuando los datos cumplían con el criterio de normalidad. Esta prueba es adecuada para comparar las varianzas entre grupos y se basa en las medias de los datos. (Castañeda, M. B., 2010).

Prueba de Bartlett: Aplicada cuando los datos no cumplían con la normalidad. Esta prueba es más robusta cuando se utilizan medianas y es ideal para evaluar la homogeneidad de varianzas en datos no normales. (Castañeda, M. B., 2010).

Comparación de Muestras Independientes

Para la comparación de las concentraciones de mercurio entre diferentes grupos (sitios y años), se emplearon las siguientes pruebas estadísticas, seleccionadas en función de la normalidad de los datos y la homogeneidad de varianzas (Castañeda, M. B., 2010).

Prueba T de Student: Utilizada para comparar las medias entre dos grupos cuando se cumplían los criterios de normalidad y homogeneidad de varianzas. Esta prueba fue preferida cuando se trataba de muestras independientes y con varianzas similares. (Castañeda, M. B., 2010).

ANOVA Multivía (Análisis de Varianza)

Aplicada usualmente para la comparación de medias entre más de dos grupos, en el presente estudio se utilizó siempre que los datos cumplieran y presentaran parámetros de normalidad y homogeneidad en sus varianzas. En aquellos casos en los que ANOVA arrojó diferencias significativas, simultáneamente se realizaron otras pruebas entre esas se encuentra la de post hoc de Tukey que precisamente se centra en identificar aquellos grupos específicos y si existían diferencias entre sí. (Castañeda, M. B., 2010).

2.6 Evaluación Temporal

En este apartado se evaluó la relación entre las concentraciones de mercurio y carbono orgánico, con el objetivo de determinar la influencia del cambio climático y la deposición atmosférica en la disponibilidad y concentración del mercurio en la región.

2.6.1 Análisis comparativo

Para evaluar las relaciones entre las concentraciones de mercurio y otros parámetros ambientales, como el carbono orgánico, y se utilizó la correlación de Spearman. Esta prueba no paramétrica es ideal para analizar asociaciones entre variables sin asumir una distribución específica de los datos. Se consideró un nivel de confianza del 95% ($p < 0.05$) para determinar la significancia de las correlaciones observadas. Se realizó un análisis de correlación entre los niveles de carbono orgánico y mercurio, enmarcado en la evaluación de los posibles efectos del cambio climático sobre la bioacumulación, disposición y disponibilidad del mercurio. Este análisis consideró los cambios observados en la concentración de carbono orgánico en las muestras.

2.6.2 Modelo de regresión lineal

Para complementar el análisis de correlación, se empleó un modelo de regresión lineal simple con el objetivo de cuantificar la relación entre las concentraciones de mercurio y

carbono orgánico. La regresión lineal se utilizó para estimar la influencia del carbono orgánico como variable independiente sobre la concentración de mercurio como variable dependiente.

Este modelo permitió identificar la tendencia general de la relación entre mercurio y carbono orgánico. Un coeficiente β positivo indicaría una relación directa, donde un aumento en el carbono orgánico se asociaría con un aumento en la concentración de mercurio. Por otro lado, un coeficiente β negativo sugeriría una relación inversa. La significancia del coeficiente de regresión se evaluó utilizando el valor p asociado, considerando un umbral de $p < 0.05$ para determinar la relevancia estadística. El coeficiente de determinación R^2 también se calculó para medir la proporción de variabilidad en la concentración de mercurio explicada por el carbono orgánico. Un valor elevado de R^2 indicaría que el modelo de regresión lineal proporciona una buena estimación de la relación entre las variables, mientras que un valor bajo sugeriría que otros factores podrían estar influyendo en la concentración de mercurio, más allá del carbono orgánico, los resultados obtenidos a partir del modelo de regresión lineal fueron interpretados en el contexto del cambio climático, considerando cómo las variaciones en el carbono orgánico, posiblemente inducidas por cambios en las condiciones ambientales, podrían estar afectando la dinámica del mercurio en la región antártica

Es relevante acotar que, para el desarrollo del modelo de regresión lineal en esta investigación, fue fundamental la colaboración de los autores del artículo "Relationships between concentrations of mercury and organic carbon in soils allow the identification of Antarctic ice-free areas with enhanced deposition of the metal" (Wang et al., 2023). Estos investigadores, con sede en China, accedieron amablemente a nuestra solicitud, realizada mediante comunicación privada por correo electrónico, para compartir los datos complementarios utilizados en su estudio. Estos datos, que incluyen mediciones detalladas de las concentraciones de mercurio y carbono orgánico en suelos de áreas libres de hielo en la Antártida, se integraron con los datos recolectados en islas cercanas durante nuestra propia investigación.

CAPÍTULO 3

3. RESULTADOS Y ANÁLISIS

En esta sección se presentan los resultados obtenidos sobre las concentraciones de mercurio en sedimentos y aves marinas antárticas, además de los parámetros ambientales registrados durante las campañas de muestreo de 2012, 2019 y 2023. Estos datos permiten analizar la variación temporal de los niveles de mercurio en relación con factores como el cambio climático y otras variables ambientales.

3.1 Concentración de mercurio total en sedimentos antárticos, entre años 2012, 2019 y 2023,

A continuación, se muestran los resultados de las concentraciones de mercurio detectadas en los sedimentos de los distintos sitios de estudio durante los años 2012, 2019 y 2023. El análisis comparativo de estos periodos permitirá identificar posibles tendencias y variaciones entre los diferentes lugares evaluados. El gráfico siguiente presenta las medias de concentración de mercurio por sitio y año, lo cual facilita la observación de las fluctuaciones en los niveles de mercurio a lo largo del tiempo y entre los sitios seleccionados.

Tabla 4. *Tabla de valor promedio y desviación estándar de concentración de mercurio total en sedimentos, por sitio y año.*

Año	Sitio	n	Promedio SD (mg/kg dw)	Tipo
2012	Ensenada Guayaquil	6	0,0602 ± 0,0189	Sedimento
2012	Barrientos	6	0,0320 ± 0,0096	Sedimento
2012	Bahía Chile	4	0,0488 ± 0,0290	Sedimento
2019	Barrientos	5	0,0114 ± 0,0018	Sedimento
2019	Bahía Chile	5	0,0317 ± 0,0185	Sedimento
2019	Isla Torre	3	0,0100 ± 0,0057	Sedimento

2019	Caleta Ardley	2	0,0029 ±0,0006	Sedimento
2023	Ensenada Guayaquil	2	0,0564 ±0,0414	Sedimento
2023	Barrientos	2	0,0095±0,0023	Sedimento
2023	Bahía Chile	3	0,0299±0,0104	Sedimento

Los datos presentados en la **Tabla 1**. muestran la concentración promedio de mercurio total en sedimentos recolectados en distintos sitios de la Península Antártica entre los años 2012 y 2023. Se observa que la concentración de mercurio varía significativamente entre los diferentes sitios y años.

En 2012, Ensenada Guayaquil presenta la concentración de mercurio más alta con 0,0602 mg/kg, mientras que Barrientos muestra una de las concentraciones más bajas, 0,0320 mg/kg. En 2019, las concentraciones de mercurio parecen haberse incrementado en varios sitios, destacándose Bahía Chile con un promedio de 0,0317 mg/kg, que es más bajo en comparación con Ensenada Guayaquil, pero sigue mostrando una tendencia estable.

En 2023, se observa una disminución en la concentración de mercurio en varios sitios, particularmente en Ensenada Guayaquil, donde el valor desciende a 0,0564 mg/kg. Sin embargo, Bahía Chile presenta una reducción considerable en la concentración de mercurio, alcanzando 0,0299 mg/kg.

Estos datos sugieren fluctuaciones en la concentración de mercurio en los sedimentos antárticos a lo largo del tiempo, con una posible tendencia a la disminución en los sitios más recientes como Bahía Chile y Ensenada Guayaquil. Este patrón podría estar relacionado con cambios en las condiciones ambientales y la disponibilidad del mercurio.

Gráfico de medias de concentración de mercurio por sitio y año

El gráfico de medias que se presenta a continuación muestra la concentración promedio de mercurio en los diferentes sitios de estudio a lo largo de los años 2012, 2019 y 2023. Este análisis gráfico facilita la comparación entre las zonas evaluadas y permite visualizar de forma clara la evolución temporal de las concentraciones de mercurio en los sedimentos antárticos.

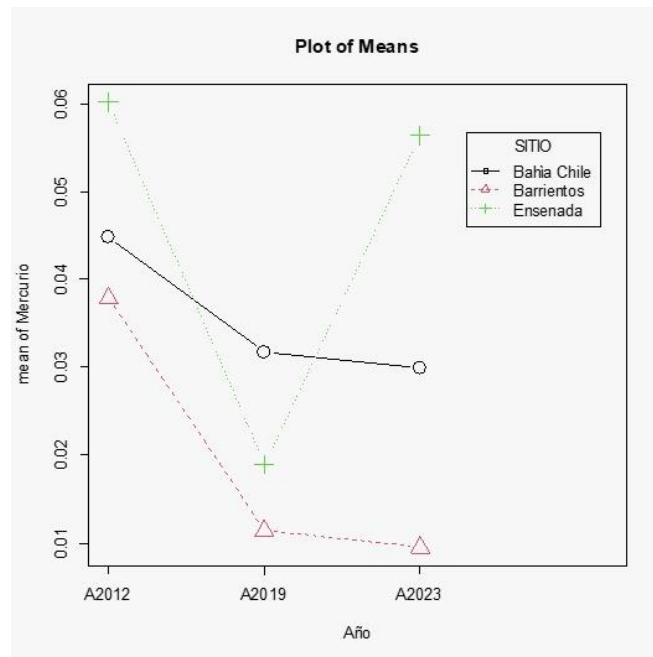


Ilustración 12. Gráfico de medias de concentración de mercurio por año y sitio de muestreo en sedimentos

El gráfico correspondiente a la ilustración 12. muestra una tendencia decreciente en los niveles de mercurio en Bahía Chile y Barrientos, con los niveles más bajos registrados en 2023. En Bahía Chile, los niveles de mercurio disminuyeron de 0.045 mg/kg en 2012 a 0.030 mg/kg en 2023. En Barrientos, la reducción fue aún más pronunciada, pasando de 0.038 mg/kg en 2012 a 0.009 mg/kg en 2023. En contraste, Ensenada Guayaquil exhibió una variabilidad significativa, con una disminución en 2019 seguida de un aumento en 2023, lo que sugiere la influencia de factores ambientales dinámicos.

Diagrama de caja: concentraciones de mercurio en sedimento por año y sitio

El diagrama de caja siguiente ilustra la dispersión y variabilidad de las concentraciones de mercurio en los sedimentos de los distintos sitios de muestreo durante los años 2012, 2019 y 2023. Este tipo de gráfico permite observar los rangos intercuartílicos y la presencia de posibles valores atípicos, proporcionando una visión más detallada de la distribución de los datos.

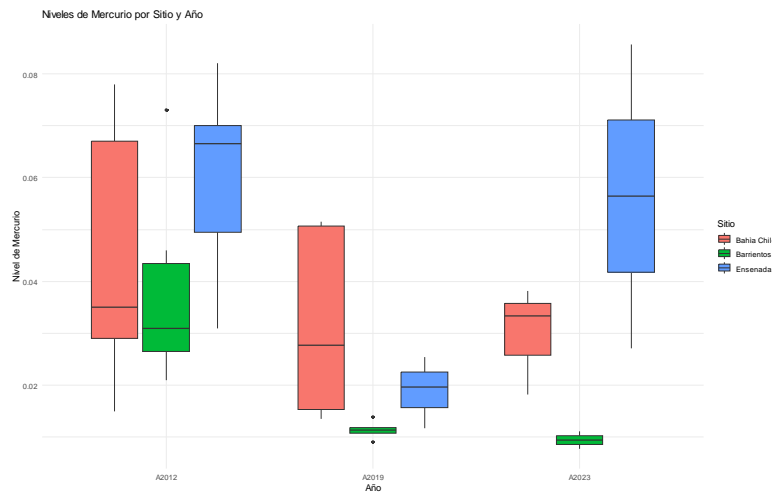


Ilustración 13. Diagrama de caja: concentraciones de mercurio por año y sitio

El gráfico de caja ilustra la distribución de los niveles de mercurio en tres sitios durante los años 2012, 2019 y 2023. Las cajas representan los rangos intercuartílicos, destacando la dispersión central de los datos, mientras que la línea dentro de cada caja señala la mediana. Los "bigotes" o barras verticales se extienden hasta los valores más extremos, excluyendo los valores atípicos, lo que permite visualizar la variabilidad y el rango completo de los niveles de mercurio.

En 2012, se observa una considerable dispersión en los niveles de mercurio en los tres sitios, siendo Ensenada el sitio con el rango más amplio de variabilidad. Para 2019, se registra una notable reducción tanto en la variabilidad como en los niveles de mercurio en los tres sitios, destacándose Barrientos, donde los niveles de mercurio son significativamente más bajos y la dispersión es mínima. En 2023, la variabilidad en Ensenada vuelve a incrementarse, mostrando un rango más amplio en comparación con los otros dos sitios. Mientras tanto, Barrientos

mantiene una baja dispersión, lo que sugiere consistencia en los niveles reducidos de mercurio observados en este sitio.

3.1.2 Análisis ANOVA para Diferencias por Año y Sitio de muestras de sedimentos

El análisis ANOVA multivía, detallado en la siguiente tabla, evalúa las diferencias en las concentraciones de mercurio en función del año, el sitio y la interacción entre ambos factores.

Tabla 5. Resultado ANOVA

Variable	Pr(>F)	
Año	0.003	P value
Sitio	0.017	P<0.05
Año: Sitio	0.318	

Los resultados indican diferencias estadísticamente significativas en las concentraciones de mercurio entre los años ($Pr(F) = 0.003$) y entre los sitios ($Pr(F) = 0.017$). Sin embargo, la interacción entre el año y el sitio ($Pr(F) = 0.318$) no es significativa, lo que sugiere que la variabilidad en los niveles de mercurio entre los sitios no depende del año específico.

Además, se observaron diferencias significativas, usando un 95% de confianza en los niveles de mercurio entre 2012 y 2019 en Ensenada y Barrientos, pero no entre 2019 y 2023 en Bahía Chile. Correspondiendo a los valores que se muestran en la **Tabla 4**.

Las diferencias estadísticamente significativas en las concentraciones de mercurio entre años se explican por la dinámica que existe entre los factores que afectan al mercurio y cómo estas cambian a través de los años, un ejemplo de esto es la deposición atmosférica, la principal forma de ingreso del mercurio al ecosistema antártico. Misma que se ve influenciada por acciones antropogénicas y naturales. En la actualidad, se puede observar que tiene tendencia al aumento por las emisiones industriales, y el cambio climático. (Li et al., 2020)

A pesar de que se ha encontrado una disminución en los niveles de mercurio, tal como se observa en la Ilustración 12. Este hallazgo está lejos de ser un indicativo positivo, la reducción de mercurio en el sedimento antártico está relacionada con la modificación de la dinámica de deposición de este metal, lo cual afecta a su disponibilidad y concentración en el ecosistema antártico. (Li et al., 2020) (McKinney et al., 2022). Además, fenómenos asociados al cambio climático, como el deshielo, acelera la liberación de mercurio previamente atrapado en el hielo y lo vuelve disponible y desplaza hasta las aguas oceánicas adyacentes donde termina por integrarse a la cadena trófica, utilizando a los organismos locales como nuevos sumideros. (Matias et al., 2022b)

Las diferencias en las concentraciones de mercurio encontradas entre los sitios sugieren un análisis interesante relacionado con las características específicas de cada isla. Factores como la población de organismos, la geolocalización, la densidad de congregación y la presencia humana son elementos diferenciadores que pueden alterar significativamente la presencia o ausencia de mercurio en el ambiente (Bargagli et al., 2005).

Los niveles más bajos de mercurio se detectaron en la Isla Barrientos, una isla ampliamente habitada por pingüinos y con escasa o nula presencia antropogénica. Esta falta de intervención humana puede ser un factor clave que contribuye a las concentraciones relativamente bajas de mercurio en esta área. En contraste, Ensenada Guayaquil, que alberga la estación de investigación Pedro Vicente Maldonado y cuenta con una mayor presencia de personas, mostró niveles más altos de mercurio. Este factor humano podría jugar un papel importante en el dinamismo del mercurio, ya que se ha demostrado que las actividades humanas, incluso en áreas remotas como la Antártida, pueden influir en la movilización y concentración de contaminantes (Wang et al., 2023a). Por otro lado, Bahía Chile también presentó valores bajos de mercurio. Esta zona, caracterizada por su geografía rocosa y costera, podría estar limitando la acumulación de mercurio en los sedimentos debido a la naturaleza del sustrato. Estudios previos han sugerido que, en áreas con una topografía predominantemente rocosa, la retención

de mercurio en los sedimentos es menos probable, lo que podría explicar las concentraciones más bajas observadas en esta región (Wang et al., 2023a)

3.2 Comparación de Parámetros Ambientales fisicoquímicos

En esta parte, se analizan los parámetros fisicoquímicos, como temperatura, salinidad y oxígeno disuelto, registrados en los diferentes sitios de muestreo durante los años 2012 y 2019. Estos resultados proporcionan información relevante para comprender cómo las condiciones ambientales pueden influir en la dinámica del mercurio en los sedimentos y la biota.

Resultados para Isla Barrientos

Tabla 6. Resultados de parámetros fisicoquímicos para Isla Barrientos 2012 vs 2019

Parámetro	2012	2019	p-value	Diferencia Significativa
Nitrito (mg/L)	0.0067	0.0060	0.77	No
Fosfato (mg/L)	0.52	3.18	0.02	Sí
Amoniaco (mg/L)	0.08	0.07	0.23	No
Temperatura (°C)	3.14	6.08	0.00	Sí
Salinidad (ups)	26.41	33.38	0.00	Sí
Oxígeno disuelto (mg/L)	14.62	11.68	0.00	Sí

Resultados para Bahía Chile

Tabla 7. Resultados de parámetros fisicoquímicos para Bahía Chile 2012 vs 2019

Parámetro	2012	2019	p-value	D. Significativa
Temperatura (°C)	0.0067	0.0060	0.77	No
Oxígeno disuelto (mg/L)	0.52	3.18	0.02	Sí

Análisis de Normalidad y Varianzas:

Se observaron diferencias significativas en fosfatos, temperatura, salinidad y oxígeno disuelto, indicando posibles cambios ambientales relevantes entre 2012 y 2019.

En Bahía Chile, la temperatura no mostró diferencias significativas, pero el oxígeno disuelto presentó una variación significativa entre 2012 y 2019.

En Isla Barrientos se observaron diferencias significativas en varios parámetros fisicoquímicos entre 2012 y 2019, como se muestra en la **Tabla 7**. La concentración de fosfatos, la temperatura, la salinidad y el oxígeno disuelto presentaron variaciones notables. La alta concentración de fosfatos en 2019 puede atribuirse a la densa población de pingüinos en la isla, cuyas deposiciones enriquecen el suelo con nutrientes, incrementando las concentraciones de fosfatos y nitritos (Bargagli et al., 2005). Este fenómeno es bien conocido en ecosistemas antárticos, donde la actividad de aves marinas juega un papel crucial en la biogeoquímica local. En cuanto a la salinidad, los datos muestran un incremento significativo en 2019 en comparación con 2012. Este resultado, sin embargo, debe interpretarse con precaución. Según la Bitácora Hidrográfica N°26, publicada por la Dirección de Hidrografía y Navegación de la Marina de Guerra del Perú (2023), se han observado patrones a largo plazo que incluyen un aumento en la temperatura del agua, lo cual concuerda con los resultados obtenidos en el presente estudio, pero además reportan una disminución de la salinidad en las últimas dos décadas. Estas tendencias sugieren que las mediciones obtenidas hasta 2019 pueden haber sido influenciadas por variaciones estacionales o fenómenos transitorios, dado que en 2023 se reportó una disminución en la salinidad. Además, los cambios observados en Isla Barrientos podrían estar relacionados con la variabilidad oceánica y atmosférica en la región.

La temperatura superficial del mar en el Estrecho de Bransfield, cercano a Isla Barrientos, ha variado entre -0.16°C y 2.01°C , siendo este último valor la temperatura más alta registrada hasta la fecha (Dirección de Hidrografía y Navegación de la Marina de Guerra del Perú, 2023, p. 19). Según la Dirección de Hidrografía y Navegación de la Marina de Guerra del Perú, 2023,

el Estrecho de Bransfield, por su proximidad a las Islas Shetland del Sur y la Península Antártica, presenta dos áreas con características opuestas: en la zona cercana al área peninsular, las temperaturas son más elevadas y la salinidad es menor, mientras que, en la zona próxima al continente antártico, las temperaturas son más bajas y la salinidad es mayor. Esta variabilidad regional es crucial para comprender las diferencias observadas en los parámetros fisicoquímicos en Isla Barrientos y Bahía Chile.

3.3 Comparación de Niveles de Mercurio en Aves Marinas

En esta sección se presentan los resultados de las mediciones de mercurio en las plumas de aves marinas recolectadas durante las expediciones de 2012 y 2019. Se comparan las concentraciones de mercurio en dos especies clave, el Petrel gigante y la Skúa, lo que permitirá evaluar la bioacumulación de este contaminante en la cadena trófica antártica.

El siguiente gráfico de caja muestra la distribución de las concentraciones de mercurio en aves marinas por año y sitio, permitiendo observar la variabilidad en los niveles de mercurio y las posibles diferencias entre periodos.

Tabla 8. *Tabla de promedios y desviación estándar de concentraciónl de mercurio en aves marinas antárticas.*

Año	Especie	n	Promedio SD (mg/kg dw)	p-value
2012	Skua	7	2.95±2,35	0.44
2019	Petrel	36	3.78±3,27	

La **Tabla 8.** muestra la comparación de niveles de mercurio en organismos entre dos años distintos, 2012 y 2019, junto con la cantidad de muestras tomadas (n) y la significancia estadística (p-value) de la diferencia entre los años. La prueba de hipótesis T student se realizó con valor de 95% de confianza, El p-value es de 0.44, lo que indica que la diferencia en los

niveles promedio de mercurio entre los dos años no es estadísticamente significativa ya que no supera el >0.5 . La comparación de los niveles de mercurio entre organismos se realizó entre Skua (2012) y Petrel (2019).

Diagrama de caja: concentraciones de mercurio en aves marinas antárticas por año y sitio

Este diagrama de caja representa la distribución de las concentraciones de mercurio en aves marinas antárticas en los diferentes sitios de estudio y en los años 2012 y 2019. A través de este gráfico, se puede observar la variabilidad de los datos y comparar las concentraciones de mercurio entre las diferentes especies y periodos de tiempo.

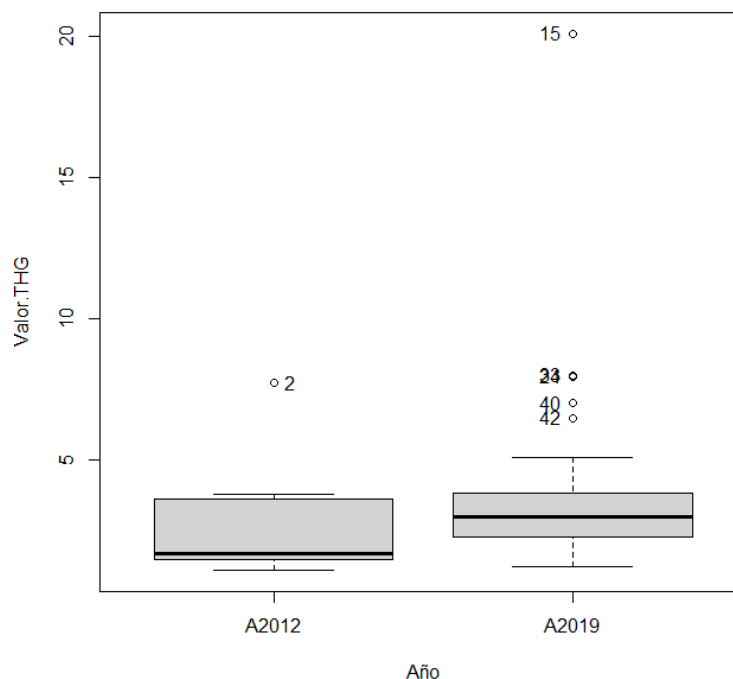


Ilustración 14. Diagrama de caja: concentraciones de mercurio en aves marinas antárticas: Skúa 2012 y Petrel 2019

En 2012, el diagrama de caja muestra una mayor dispersión en los valores de mercurio total (THg), lo cual se refleja en una caja más ancha. La mediana se sitúa más cerca del cuartil inferior, lo que indica que la distribución de los datos está sesgada hacia valores más bajos. En 2019, la situación cambia, ya que la caja es más estrecha y la mediana se ubica casi en el

centro de la caja. Esto sugiere que la distribución de los datos es más uniforme, con una menor variabilidad en comparación con 2012. Sin embargo, a pesar de la menor dispersión general, se observa un mayor número de valores atípicos en 2019, lo que indica la presencia de algunos valores extremadamente altos que no representan la tendencia general de los datos.

La falta de diferencias significativas en los niveles de mercurio entre Skua y Petrel podría atribuirse al hecho de que ambas especies ocupan posiciones altas en la cadena trófica marina antártica (Ecol et al., 1998, p. 2). Los depredadores ápex como las Skuas y los Petreles tienden a mostrar concentraciones similares de mercurio debido a la biomagnificación, un proceso por el cual los niveles de mercurio aumentan conforme se avanza en la cadena alimenticia (Bargagli, 2008). La biomagnificación del mercurio en estos depredadores podría llevar a que ambos presenten concentraciones comparables, minimizando así las diferencias interanuales detectables estadísticamente.

Al comparar estos resultados con las concentraciones de mercurio observadas en pingüinos durante el mismo período, se observa un contraste importante (Calle et al., 2015). Este contraste sugiere que las diferencias significativas en las concentraciones de mercurio pueden ser más pronunciadas en organismos que ocupan diferentes niveles tróficos, donde la dieta juega un papel crucial en la bioacumulación de contaminantes.

En los pingüinos, las variaciones en la dieta, como el consumo diferencial de kril y peces, pueden explicar las discrepancias en los niveles de mercurio. Por otro lado, las Skuas y los Petreles, al estar en la cúspide de la cadena alimenticia, pueden estar expuestos a fuentes de mercurio relativamente uniformes, lo que resulta en concentraciones similares entre ellos, a pesar de las diferencias temporales.

Sin embargo, es importante notar que la falta de significancia estadística no implica que no existan cambios ecológicos importantes; más bien, podría indicar que las variaciones en la exposición al mercurio en estos depredadores superiores no fueron lo suficientemente grandes como para ser detectadas dentro del marco temporal y las condiciones del estudio. (Chételat et al., 2022)

3.4 Evaluación de correlación entre carbono orgánico y Mercurio

En esta sección se presentan los resultados de la evaluación de la correlación entre las concentraciones de carbono orgánico y mercurio en los sedimentos de los sitios de estudio. Esta correlación es clave para entender cómo los cambios en los niveles de carbono orgánico, posiblemente influenciados por el cambio climático, pueden estar afectando la disponibilidad y dinámica del mercurio en la región antártica

3.4.1 Resultados de concentración de Carbono Orgánico

Los valores de carbono orgánico (% C) en los tres sitios de estudio (Bahía Chile, Ensenada Guayaquil y Barrientos) se presentan en la siguiente tabla.

Tabla 9. Valores promedio y desviación estándar de carbono orgánico y mercurio en Bahía Chile, Ensenada Guayaquil y Barrientos, en los años: 2012, 2019 y 2023

Año	Sitio	n	Prom. SD C (%)	Prom. SD Hg(mg/kg dw)	Tipo
2012	Ensenada Guayaquil	6	0,1000±0,0283	0,0602 ± 0,0189	Sedimento
2012	Barrientos	6	0,2017±0,2411	0,0320 ±0,0096	Sedimento
2012	Bahía Chile	4	0,1625±0,1526	0,0488 ±0,0290	Sedimento
2019	Barrientos	5	0,1100±0,0141	0,0114 ±0,0018	Sedimento
2019	Bahía Chile	5	0,0980±0,0217	0,0317 ±0,0185	Sedimento
2019	Isla Torre	3	0,0433±0,0153	0,0100 ±0,0057	Sedimento
2019	Caleta Ardley	2	0,1150±0,0071	0,0029 ±0,0006	Sedimento

2023	Ensenada Guayaquil	2	0,1100±0,0141	0,0564 ±0,0414	Sedimento
2023	Barrientos	2	0,1150±0,0212	0,0095±0,0023	Sedimento
2023	Bahía Chile	3	0,1333±0,0577	0,0299±0,0104	Sedimento

3.4.2 Resultados de correlación de carbono orgánico y mercurio por sitio

En esta sección se presentan los resultados de la correlación entre las concentraciones de carbono orgánico y mercurio en los distintos sitios de estudio: Bahía Chile, Ensenada Guayaquil e Isla Barrientos. El análisis de correlación permite determinar la relación existente entre ambos elementos y cómo el carbono orgánico podría influir en la retención o liberación de mercurio en los sedimentos antárticos.

Bahía Chile

En Bahía Chile, se observa una ligera disminución en los niveles de carbono orgánico entre 2012 y 2019, pasando de 0.136% a 0.107%. Sin embargo, en 2023, se registra un pequeño aumento, alcanzando un valor de 0.125%. Al aplicar el método estadístico de Spearman y analizar los gráficos de correlación, se encontró un coeficiente de correlación moderado entre el carbono orgánico y el mercurio, lo que sugiere que a medida que aumenta el mercurio, también lo hace el carbono orgánico.

Esto se sustenta también a través de la bibliografía, ya que podría indicar que, en Bahía Chile, El carbono orgánico está actuando efectivamente como retenedor de mercurio de modo que, en 2023, que se encuentra en su valor más alto refleja un valor sostenido de mercurio a través del tiempo, no varía mucho. Ambos elementos pueden estar influidos por procesos biológicos o deposición atmosférica, como lo sugieren estudios previos que resaltan la importancia del carbono orgánico en la retención de mercurio en suelos y sedimentos (Skylberg et al., 2000).

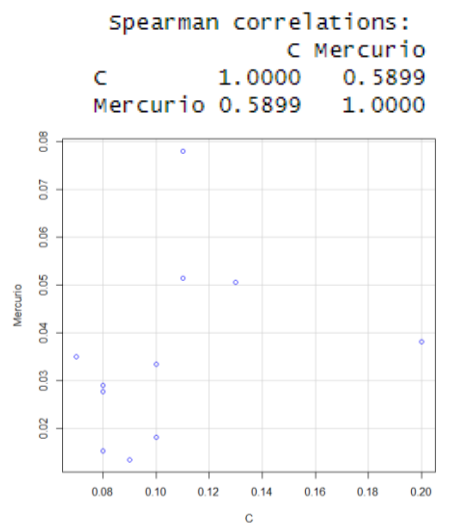


Ilustración 15. Resultado de correlación Spearman y Gráfico de correlación mercurio vs carbono orgánico en Bahía Chile con datos 2012 y 2019

Ensenada Guayaquil

En Ensenada Guayaquil, los datos solo están disponibles para los años 2012 y 2023, mostrando un aumento mínimo en los niveles de carbono orgánico, de 0.100 a 0.106. Sin embargo, el análisis estadístico de Spearman no encontró una correlación significativa entre el carbono orgánico y el mercurio en esta ubicación.

Este resultado podría sugerir que otros factores, como la variabilidad en la deposición atmosférica o las diferencias en la actividad biológica (Mason & Sheu, 2002). Aun así, según los valores obtenidos el carbono orgánico en Ensenada no ha variado mucho, y la concentración de mercurio permanece estable también. Además, Ensenada se caracteriza por ser una isla habitada, de modo que no hay tantos animales, por lo que la concentración de carbono orgánico es más baja y por eso también se encuentran las concentraciones de mercurio más bajas.

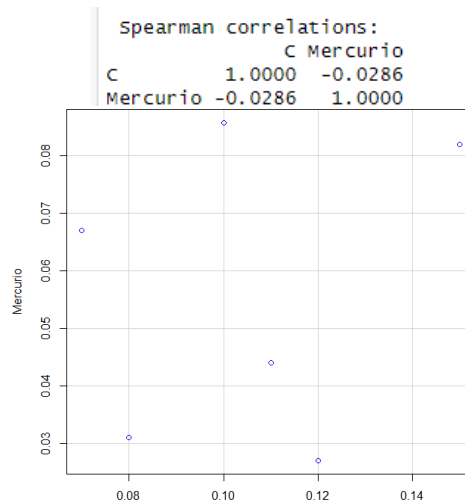


Ilustración 16. Resultado de correlación Spearman y Gráfico de correlación mercurio vs carbono orgánico en Ensenada Guayaquil con datos 2012 y 2023.

Barrientos

En Barrientos, se observa una disminución general en el carbono orgánico desde 2012 (0.158%) hasta 2023 (0.107%), con un leve incremento en 2019. El análisis de Spearman reveló una correlación negativa moderada, lo que significa que, en esta isla, a medida que los niveles de mercurio aumentan, los niveles de carbono orgánico tienden a disminuir, y viceversa. Este comportamiento podría estar relacionado con la reducción de carbono orgánico debido a factores como la descomposición de materia orgánica y el cambio en la estructura del suelo, que podría afectar la capacidad del suelo para retener mercurio, como se ha señalado en estudios sobre la interacción entre mercurio y carbono en suelos con baja capacidad de retención (Wang et al., 2016).

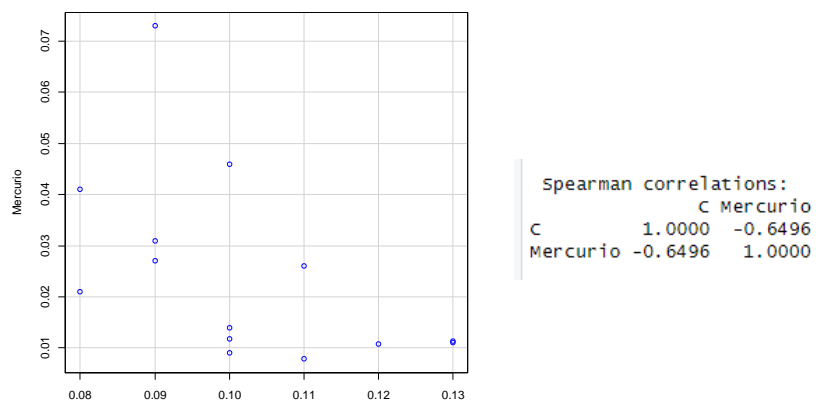


Ilustración 17. Resultado de correlación Spearman y Gráfico de correlación mercurio vs carbono orgánico en Isla Barrientos con datos 2012, 2019 y 2023.

A pesar de la alta densidad de pingüinos en Isla Barrientos, lo que típicamente contribuiría a un aumento en los niveles de carbono orgánico debido a la deposición de materia orgánica, los datos muestran una tendencia a la disminución del carbono orgánico en los sedimentos a lo largo del tiempo. En 2012, la concentración de carbono orgánico era de 0.158%, pero disminuyó a 0.11% en 2019 y a 0.107% en 2023.

Esta tendencia puede estar relacionada con el cambio climático, que provoca el deshielo y el desplazamiento del carbono orgánico desde los sedimentos hacia las costas. Este proceso de desestabilización del carbono orgánico en los sedimentos podría reducir la capacidad de estos para retener mercurio.

Según estudios recientes, el calentamiento de las aguas antárticas puede liberar carbono orgánico que estaba previamente atrapado en el sedimento, facilitando su transporte hacia el océano, donde podría integrarse en la cadena trófica marina (Wang et al., 2016; Skjellberg et al., 2000). Como consecuencia, los niveles de mercurio en los sedimentos de Isla Barrientos también han disminuido significativamente, pasando de 0.058 mg/kg en 2012 a 0.009 mg/kg en 2023. Este descenso en la concentración de mercurio podría indicar que el mercurio ha sido liberado del sedimento, muy probablemente desplazándose hacia el mar.

En el entorno marino, el mercurio podría ser absorbido por organismos marinos, iniciando su entrada en la cadena trófica. Este proceso, documentado en investigaciones sobre la bioacumulación de mercurio en ecosistemas marinos, destaca cómo la liberación de mercurio desde los sedimentos puede contribuir a su concentración en organismos marinos, aumentando los riesgos para la salud del ecosistema (Bargagli et al., 2005).

3.4.3 Regresión lineal entre carbono orgánico y mercurio por sitio excluyendo Isla Barrientos

En este apartado se analiza la correlación entre carbono orgánico y mercurio excluyendo los datos de Isla Barrientos. Esto permite observar cómo se comporta la relación entre ambos

elementos en los otros sitios de estudio (Bahía Chile y Ensenada Guayaquil), eliminando el posible efecto que pueda tener la presencia de grandes colonias de aves en Isla Barrientos sobre la dinámica de carbono y mercurio en los sedimentos.

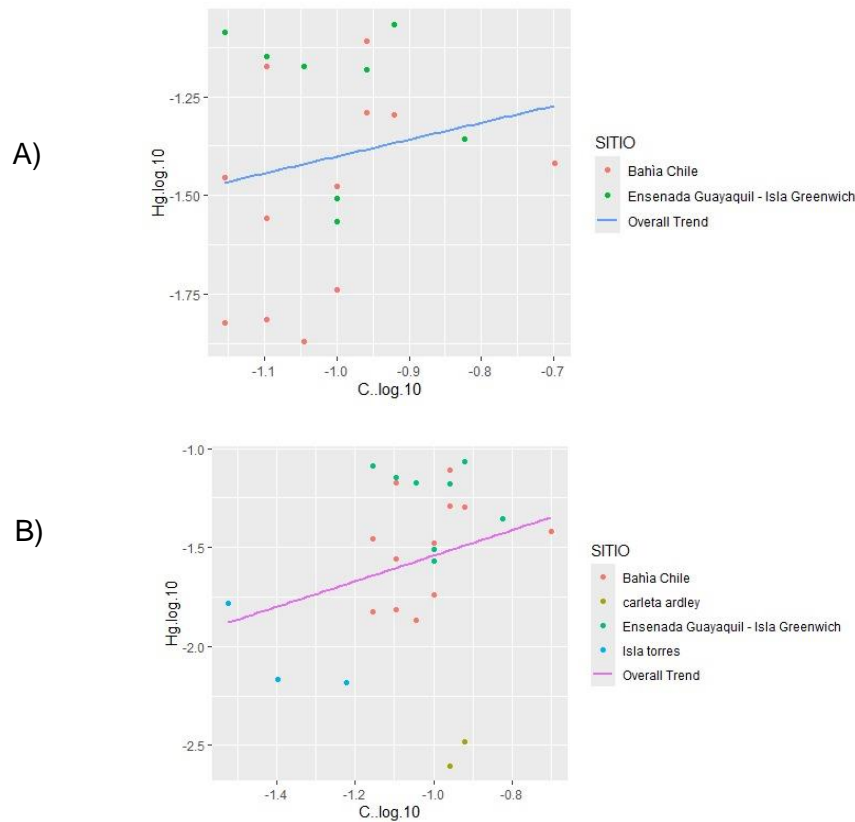


Ilustración 18. Gráficos de los modelos de regresión lineal. A) Gráfico de regresión lineal entre los sitios base de estudio (Bahía Chile y Ensenada), B) Gráfico de regresión lineal entre todos los sitios descritos.

Para estos modelos, se omitieron los datos de Isla Barrientos debido a consideraciones específicas del análisis, y se transformaron los datos en logaritmos de base 10 para normalizar la distribución de las variables. Además, las unidades de mercurio se expresaron en nanogramos por gramo (ng/g) para mejorar la precisión del análisis.

El modelo de regresión lineal mostró una correlación positiva entre el carbono orgánico y el mercurio, aunque esta relación no resultó ser estadísticamente significativa. En ambos conjuntos de datos, se observó una tendencia ascendente, lo que sugiere que a medida que

aumentan los niveles de carbono orgánico, también lo hacen las concentraciones de mercurio. Sin embargo, el análisis estadístico no respaldó una relación significativa entre estos parámetros. En el primer modelo, el coeficiente de la variable independiente (C.log10) fue de 0.4277, con un valor p de 0.4260, mientras que, en el segundo modelo, el coeficiente fue de 0.6462 con un valor p de 0.225. Estos valores p indican que la relación no es significativa ($p > 0.05$). Además, los bajos valores de R^2 (0.03555 y 0.06338, respectivamente) sugieren que el carbono orgánico explica solo una pequeña parte de la variabilidad en los niveles de mercurio.

A pesar de la falta de significancia estadística en este estudio, la literatura científica respalda la relevancia del carbono orgánico como un factor clave en la retención de mercurio en suelos y sedimentos. Según Wang et al. (2016), la disminución en los niveles de carbono orgánico, atribuida a causas antropogénicas y cambio climático, podría reducir la capacidad del suelo para retener mercurio. Esto ocurre porque el mercurio tiene una fuerte afinidad con la materia orgánica, y su reducción en los suelos puede llevar a una mayor movilidad y liberación de mercurio en el medio ambiente (Skylberg et al., 2000).

Investigaciones previas, como las de Bargagli (2005), han demostrado que la deposición atmosférica a larga distancia y los procesos biológicos son factores determinantes en la concentración de mercurio en la Antártida y estos se ven agravados por efectos del cambio climático.

3.4.4 Regresión lineal entre carbono orgánico y mercurio integrando base de datos proporcionada por investigadores externos

En esta sección se lleva a cabo un análisis de regresión lineal entre las concentraciones de carbono orgánico y mercurio en los sedimentos de la Antártida. Para enriquecer los resultados obtenidos en nuestro estudio, se integró una base de datos proporcionada por el

equipo de investigación liderado por Yongjie Wang y sus colaboradores, quienes realizaron un exhaustivo análisis de suelos en diferentes áreas de la Antártida.

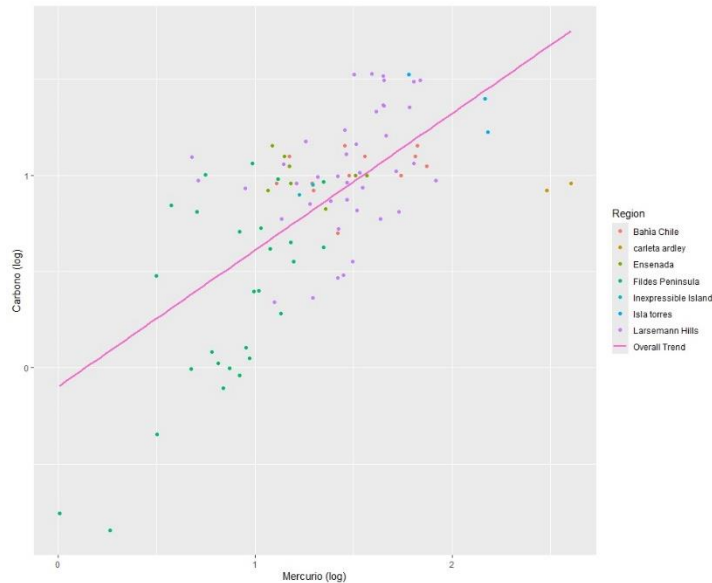


Ilustración 19. Modelo de regresión lineal utilizando los datos facilitados por Wang. et al (2023)

El gráfico muestra puntos correspondientes a diferentes regiones (como Bahía Chile, Ensenada, y otras) con una notable dispersión, lo que sugiere que, aunque existe una tendencia general de correlación entre el mercurio y el carbono orgánico, los niveles pueden variar dependiendo de las condiciones locales. Esto puede deberse a variaciones en la cantidad de deposición atmosférica de mercurio o la capacidad de retención del carbono orgánico en los sedimentos.

El hecho de que la línea de tendencia tenga una inclinación positiva refleja la misma tendencia observada en otros estudios. Por ejemplo, Wang et al., 2023. concluyeron que el carbono orgánico es un factor clave en la retención de mercurio en suelos antárticos, especialmente en áreas libres de hielo y con mayor deposición de este metal. Este fenómeno se debe a que el carbono orgánico en los sedimentos puede formar complejos estables con mercurio, limitando su movilidad y facilitando su acumulación.

La correlación positiva observada entre mercurio y carbono orgánico en este gráfico está alineada con investigaciones previas, como el estudio de Obrist et al. (2018), que señala que, en regiones frías, como la Antártida, el mercurio se acumula en los sedimentos gracias a la presencia de carbono orgánico, que actúa como un agente de inmovilización del metal. Esto es importante porque el carbono orgánico tiene la capacidad de atrapar el mercurio en los suelos, previniendo su liberación al ambiente y reduciendo su disponibilidad para ser absorbido por organismos biológicos. Por otro lado, estudios como los de Matias et al. (2022) también refuerzan que las condiciones climáticas, particularmente el deshielo debido al cambio climático, podrían alterar esta relación, liberando mercurio previamente inmovilizado por el carbono orgánico y aumentando su bioaccesibilidad en el ecosistema antártico (Chételat et al., 2022).

CAPÍTULO 4

4.1 CONCLUSIONES

La relación entre mercurio y carbono orgánico, por lo tanto, no es solo una cuestión de interés ecológico, sino también una "huella" clave del cambio climático. Los cambios en el clima no solo modifican los ciclos de carbono y mercurio, sino que también tienen el potencial de amplificar los riesgos asociados con la toxicidad del mercurio en todo el planeta. Comprender estas interacciones es esencial para desarrollar estrategias que mitiguen los impactos del cambio climático en la dinámica del mercurio y protejan la salud ambiental y humana.

- Se relacionaron las concentraciones de mercurio total con las de carbono orgánico, y los modelos estadísticos utilizados para realizar la ración, subrayaron que el cambio climático está alterando las condiciones ambientales en la Antártida, afectando la dinámica del mercurio. El aumento de la temperatura y las fluctuaciones en la salinidad podrían estar desestabilizando el carbono orgánico en algunos sitios, facilitando la liberación de mercurio desde los sedimentos hacia el entorno marino. Esta liberación puede incrementar la biodisponibilidad del mercurio, con potenciales efectos adversos para la cadena trófica antártica.
- Se compararon las concentraciones de mercurio total y carbono orgánico en los sedimentos y plumas de aves marinas recolectadas en los períodos 2012-2013 y 2023-2024, esto reveló diferencias significativas en algunos sitios, como Isla Barrientos. En esta isla, se observó una disminución en los niveles de carbono orgánico, acompañada de una reducción en las concentraciones de mercurio en los sedimentos. Estos cambios podrían estar relacionados con el calentamiento global y su impacto en el carbono orgánico y su

capacidad en el suelo para retener mercurio, lo que resalta la necesidad de seguir monitoreando estas variables en el tiempo.

- Se analizaron los parámetros fisicoquímicos entre 2012 y 2019, como la temperatura y la salinidad, esto mostró que estas variables han experimentado cambios significativos, lo que podría estar influyendo en las concentraciones de mercurio y carbono orgánico observadas. Estos resultados sugieren el impacto directo en la estabilidad de los sedimentos y en la capacidad de estos para retener contaminantes como el mercurio, producida por los cambios en parámetros ambientales. La comprensión de estos patrones es esencial para anticipar los efectos futuros del cambio climático en los ecosistemas antárticos.

4.2 RECOMENDACIONES

Se recomienda continuar con el monitoreo de las concentraciones de mercurio y carbono orgánico en sedimentos y aves marinas en la región antártica. Este monitoreo debería enfocarse en detectar posibles tendencias a largo plazo y en evaluar cómo los cambios climáticos están afectando estas variables, especialmente en sitios como Isla Barrientos, donde se han observado disminuciones significativas en el carbono orgánico y el mercurio.

Se recomienda realizar estudios más detallados sobre la bioacumulación y biomagnificación del mercurio en la cadena trófica antártica, evaluando cómo el mercurio liberado de los sedimentos podría estar afectando a los depredadores tope y otras especies clave. Esto es especialmente importante en el contexto del cambio climático, donde se espera que la biodisponibilidad del mercurio pueda aumentar.

BIBLIOGRAFÍA

- Bargagli, R., Agnorelli, C., Borghini, F., & Monaci, F. (2005). Enhanced deposition and bioaccumulation of mercury in antarctic terrestrial ecosystems facing a coastal polynya. *Environmental Science and Technology*, 39(21), 8150–8155. <https://doi.org/10.1021/es0507315>
- Baylón, M., Hernández-Becerril, D. U., Indacochea, A., & Purca, S. (2019). Spatial and temporal variability of the phytoplankton in the mackellar inlet, admiralty bay, king george island, antarctic, during summer 2012/2013. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 54(2), 151–165. <https://doi.org/10.22370/rbmo.2019.54.2.1809>
- Branch, C. (2008). *UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME The Global Atmospheric Mercury Assessment: Sources, Emissions and Transport*. www.shutterstock.com
- Calle, P., Alvarado, O., Monserrate, L., Cevallos, J. M., Calle, N., & Alava, J. J. (2015). Mercury accumulation in sediments and seabird feathers from the Antarctic Peninsula. *Marine Pollution Bulletin*, 91(2), 410–417. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.009>
- Castañeda, M. B. (2010). *Procesamiento de datos y análisis estadísticos utilizando SPSS: Un libro práctico para investigadores y administradores educativos*. Edipucrs.
- Chételat, J., McKinney, M. A., Amyot, M., Dastoor, A., Douglas, T. A., Heimbürger-Boavida, L. E., Kirk, J., Kahilainen, K. K., Outridge, P. M., Pelletier, N., Skov, H., St. Pierre, K., Vuorenmaa, J., & Wang, F. (2022). Climate change and mercury in the Arctic: Abiotic interactions. *Science of the Total Environment*, 824. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153715>
- Cichecka, A., Saniewska, D., Balazy, P., & Saniewski, M. (2024). Sources and pathways of mercury in soils from Antarctic periglacial areas. *Catena*, 234. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107592>

- Driscoll, C. T., Mason, R. P., Chan, H. M., Jacob, D. J., & Pirrone, N. (2013). Mercury as a global pollutant: Sources, pathways, and effects. In *Environmental Science and Technology* (Vol. 47, Issue 10, pp. 4967–4983). <https://doi.org/10.1021/es305071v>
- Ecol, M., Ser, P., Bargagli, R., Monaci, F., Sanchez-Hernandez, J. C., & Cateni, D. (1998). *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES Biomagnification of mercury in an Antarctic marine coastal food web* (Vol. 169).
- Hararuk, O., Obrist, D., & Luo, Y. (2013). Modelling the sensitivity of soil mercury storage to climate-induced changes in soil carbon pools. *Biogeosciences*, *10*(4), 2393–2407. <https://doi.org/10.5194/bg-10-2393-2013>
- Jitaru, P., Gabrielli, P., Marteel, A., Plane, J. M. C., Planchon, F. A. M., Gauchard, P. A., Ferrari, C. P., Boutron, C. F., Adams, F. C., Hong, S., Cescon, P., & Barbante, C. (2009). Atmospheric depletion of mercury over Antarctica during glacial periods. In *Nature Geoscience* (Vol. 2, Issue 7, pp. 505–508). Nature Publishing Group. <https://doi.org/10.1038/ngeo549>
- Kwokal, Ž., Sarkar, S. K., Chatterjee, M., Franciskovis-Bilinski, S., Bilinski, H., Bhattacharya, A., Bhattacharya, B. D., & Alam, M. A. (2008). An assessment of mercury loading in core sediments of Sunderban mangrove wetland, India (a preliminary report). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *81*(1), 105–112. <https://doi.org/10.1007/s00128-008-9443-4>
- Lavoie, R. A., Amyot, M., & Lapierre, J. F. (2019). Global Meta-Analysis on the Relationship Between Mercury and Dissolved Organic Carbon in Freshwater Environments. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, *124*(6), 1508–1523. <https://doi.org/10.1029/2018JG004896>
- Li, F., Ma, C., & Zhang, P. (2020). Mercury Deposition, Climate Change and Anthropogenic Activities: A Review. In *Frontiers in Earth Science* (Vol. 8). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.00316>

- Mastromonaco, M. G. N., Gårdfeldt, K., Langer, S., & Dommergue, A. (2016). Seasonal study of mercury species in the antarctic Sea Ice environment. *Environmental Science and Technology*, 50(23), 1270–12712. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02700>
- Matias, R. S., Guímaro, H. R., Bustamante, P., Seco, J., Chipev, N., Fragão, J., Tavares, S., Ceia, F. R., Pereira, M. E., Barbosa, A., & Xavier, J. C. (2022a). Mercury biomagnification in an Antarctic food web of the Antarctic Peninsula. *Environmental Pollution*, 304. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119199>
- Matias, R. S., Guímaro, H. R., Bustamante, P., Seco, J., Chipev, N., Fragão, J., Tavares, S., Ceia, F. R., Pereira, M. E., Barbosa, A., & Xavier, J. C. (2022b). Mercury biomagnification in an Antarctic food web of the Antarctic Peninsula. *Environmental Pollution*, 304. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119199>
- McKinney, M. A., Chételat, J., Burke, S. M., Elliott, K. H., Fernie, K. J., Houde, M., Kahilainen, K. K., Letcher, R. J., Morris, A. D., Muir, D. C. G., Routti, H., & Yurkowski, D. J. (2022). Climate change and mercury in the Arctic: Biotic interactions. *Science of the Total Environment*, 834. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155221>
- Nguyen, L. S. P., & Hien, T. T. (2024). Long-Range Atmospheric Mercury Transport from Across East Asia to a Suburban Coastal Area in Southern Vietnam. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 112(1). <https://doi.org/10.1007/s00128-023-03842-1>
- Obrist, D., Johnson, D. W., & Lindberg, S. E. (2009). Mercury concentrations and pools in four Sierra Nevada forest sites, and relationships to organic carbon and nitrogen. In *Biogeosciences* (Vol. 6). www.biogeosciences.net/6/765/2009/
- Pérez-Rodríguez, M., Biester, H., Aboal, J. R., Toro, M., & Martínez Cortizas, A. (2019). Thawing of snow and ice caused extraordinary high and fast mercury fluxes to lake sediments in Antarctica. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 248, 109–122. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2019.01.009>
- Schiavo, B., Morton-Bermea, O., Meza-Figueroa, D., & Arredondo-Palacios, T. E. (2024). El mercurio como contaminante: fuentes, vías de exposición y efectos en la salud. *EPISTEMUS*, 19(36), e3604306. <https://doi.org/10.36790/epistemus.v19i36.306>

- Schuster, P. F., Shanley, J. B., Marvin-Dipasquale, M., Reddy, M. M., Aiken, G. R., Roth, D. A., Taylor, H. E., Krabbenhoft, D. P., & DeWild, J. F. (2008). Mercury and organic carbon dynamics during runoff episodes from a northeastern USA watershed. *Water, Air, and Soil Pollution*, 187(1–4), 89–108. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9500-3>
- Silvia, D., & Rodríguez, J. (2012). *UNIVERSIDAD DE MURCIA*.
- Stern, G. A., Macdonald, R. W., Outridge, P. M., Wilson, S., Chételat, J., Cole, A., Hintelmann, H., Loseto, L. L., Steffen, A., Wang, F., & Zdanowicz, C. (2012). How does climate change influence arctic mercury? In *Science of the Total Environment* (Vol. 414, pp. 22–42). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.10.039>
- Stoken, O. M., Riscassi, A. L., & Scanlon, T. M. (2016). Association of dissolved mercury with dissolved organic carbon in U.S. rivers and streams: The role of watershed soil organic carbon. *Water Resources Research*, 52(4), 3040–3051. <https://doi.org/10.1002/2015WR017849>
- Sundseth, K., Pacyna, J. M., Pacyna, E. G., Pirrone, N., & Thorne, R. J. (2017). Global sources and pathways of mercury in the context of human health. In *International Journal of Environmental Research and Public Health* (Vol. 14, Issue 1). MDPI. <https://doi.org/10.3390/ijerph14010105>
- Wang, Y., Shi, G., Wang, D., Zhao, Q., Jiang, S., Li, Y., Wang, D., Li, C., Chen, Z., & Bargagli, R. (2023a). Relationships between concentrations of mercury and organic carbon in soils allow the identification of Antarctic ice-free areas with enhanced deposition of the metal. *Catena*, 220. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106718>
- Wang, Y., Shi, G., Wang, D., Zhao, Q., Jiang, S., Li, Y., Wang, D., Li, C., Chen, Z., & Bargagli, R. (2023b). Relationships between concentrations of mercury and organic carbon in soils allow the identification of Antarctic ice-free areas with enhanced deposition of the metal. *Catena*, 220. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106718>
- Xue, W., Kwon, S. Y., Grasby, S. E., Sunderland, E. M., Pan, X., Sun, R., Zhou, T., Yan, H., & Yin, R. (2019). Anthropogenic influences on mercury in Chinese soil and sediment revealed

by relationships with total organic carbon. *Environmental Pollution*, 255. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113186>

Zhao, F., Wu, Y., Hui, J., Sivakumar, B., Meng, X., & Liu, S. (2021). Projected soil organic carbon loss in response to climate warming and soil water content in a loess watershed. *Carbon Balance and Management*, 16(1). <https://doi.org/10.1186/s13021-021-00187-2>

Zvěřina, O., Láška, K., Červenka, R., Kůta, J., Coufalík, P., & Komárek, J. (2014). Analysis of mercury and other heavy metals accumulated in lichen *Usnea antarctica* from James Ross Island, Antarctica. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(12), 9089–9100. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4068-z>

APÉNDICES

Tabla 6. Base de datos general de parámetros ambientales (temperatura, salinidad y oxígeno disuelto) por sitio y año.

SITIO	Año	Temperatura (C°)	Salinidad (UPS)	Oxígeno Disuelto (Mg/L)
Barrientos	2012	3,500	26,900	14,450
Barrientos	2012	3,000	26,900	14,310
Barrientos	2012	2,400	26,700	15,080
Barrientos	2012	3,500	26,000	13,460
Barrientos	2012	3,100	26,300	15,040
Barrientos	2012	3,300	25,900	14,830
Barrientos	2012	3,200	26,200	15,170
Bahía Chile	2012	4,100	21,370	13,280
Bahía Chile	2012	2,000	25,200	14,150
Bahía Chile	2012	1,800	25,800	13,960
Bahía Chile	2012	1,700	26,500	14,100
Bahía Chile	2012	1,600	26,400	14,120
Bahía Chile	2012	3,600	25,800	15,170
Barrientos	2019	7,400	34,100	11,500
Barrientos	2019	6,400	33,100	11,470
Barrientos	2019	6,100	33,900	12,050
Barrientos	2019	5,300	32,700	11,220
Barrientos	2019	5,200	33,100	12,150
Bahía Chile	2019	2,600		14,340
Bahía Chile	2019	2,400		15,840
Bahía Chile	2019	2,800		16,020
Bahía Chile	2019	2,500		15,430
Bahía Chile	2019	2,000		17,820

Tabla 7. Base de datos general de concentración de mercurio en aves marinas en las especies: Skua y Petrel por sitio y año.

Organismo	Valor THG (mg/Kg)	Año	Region
Skúa	3,781	A2012	A2012
Skúa	7,713	A2012	A2012
Skúa	1,295	A2012	A2012
Skúa	1,624	A2012	A2012
Skúa	1,679	A2012	A2012
Skúa	1,119	A2012	A2012
Skúa	3,467	A2012	A2012
Petrel	1,599	A2019	A2019-1
Petrel	3,4074	A2019	A2019-1
Petrel	4,4581	A2019	A2019-1
Petrel	2,2167	A2019	A2019-1
Petrel	2,2866	A2019	A2019-1
Petrel	1,6806	A2019	A2019-1
Petrel	4,5507	A2019	A2019-1
Petrel	20,0614	A2019	A2019-1
Petrel	2,6534	A2019	A2019-1
Petrel	3,8417	A2019	A2019-2
Petrel	3,4393	A2019	A2019-2
Petrel	2,3108	A2019	A2019-2
Petrel	1,2173	A2019	A2019-2
Petrel	3,8417	A2019	A2019-2
Petrel	3,0965	A2019	A2019-2
Petrel	2,2653	A2019	A2019-2
Petrel	7,9372	A2019	A2019-2
Petrel	3,3761	A2019	A2019-2
Petrel	1,9387	A2019	A2019-3
Petrel	3,3152	A2019	A2019-3
Petrel	2,4499	A2019	A2019-3
Petrel	1,2335	A2019	A2019-3
Petrel	3,1125	A2019	A2019-3
Petrel	3,3385	A2019	A2019-3
Petrel	2,337	A2019	A2019-3
Petrel	7,9765	A2019	A2019-3
Petrel	2,8527	A2019	A2019-3
Petrel	3,3157	A2019	A2019-4
Petrel	2,6012	A2019	A2019-4
Petrel	2,8308	A2019	A2019-4
Petrel	1,4459	A2019	A2019-4
Petrel	5,0963	A2019	A2019-4
Petrel	6,997	A2019	A2019-4

Petrel	2,017	A2019	A2019-4
Petrel	6,4787	A2019	A2019-4
Petrel	2,6423	A2019	A2019-4

Tabla 10. Base de datos general de concentraciones de mercurio y carbono orgánico por estación, sitio y año.

Año	SITIO	ESTACION	Mercurio (mg/Kg)	Merc (ng)	Hg log 10	C [%]	C	C log 10
A2012	Ensenada Guayaquil - Isla Greenwich	2	0,066	66	-1,18045606	0,11	11	-0,95860731
A2012	Ensenada Guayaquil - Isla Greenwich	4	0,044	44	-1,35654732	0,15	15	-0,82390874
A2012	Ensenada Guayaquil - Isla Greenwich	5	0,071	71	-1,14874165	0,08	8	-1,09691001
A2012	Ensenada Guayaquil - Isla Greenwich	6	0,082	82	-1,08618615	0,07	7	-1,15490196
A2012	Ensenada Guayaquil - Isla Greenwich	12	0,031	31	-1,50863831	0,1	10	-1
A2012	Ensenada Guayaquil - Isla Greenwich	14,1	0,067	67	-1,1739252	0,09	9	-1,04575749
A2012	Barrientos	2	0,026	26	-1,58502665	0,11	11	-0,95860731
A2012	Barrientos	3	0,041	41	-1,38721614	0,08	8	-1,09691001
A2012	Barrientos	4	0,046	46	-1,33724217	0,16	16	-0,79588002
A2012	Barrientos	5	0,027	27	-1,56863624	0,69	69	-0,16115091
A2012	Barrientos	6	0,021	21	-1,67778071	0,08	8	-1,09691001
A2012	Barrientos	7	0,031	31	-1,50863831	0,09	9	-1,04575749
A2012	Bahía Chile	1	0,078	78	-1,1079054	0,11	11	-0,95860731
A2012	Bahía Chile	2	0,035	35	-1,45593196	0,07	7	-1,15490196
A2012	Bahía Chile	5	0,067	67	-1,1739252	0,08	8	-1,09691001
A2012	Bahía Chile	4	0,015	15	-1,82390874	0,39	39	-0,40893539
A2019	Barrientos	1	0,011	11,400	-1,943	0,13	13	-0,88605665
A2019	Barrientos	2	0,014	13,900	-1,857	0,1	10	-1
A2019	Barrientos	3	0,012	11,833	-1,927	0,1	10	-1
A2019	Barrientos	4	0,011	10,750	-1,969	0,12	12	-0,92081875
A2019	Barrientos	5	0,009	9,050	-2,043	0,1	10	-1
A2019	Bahía Chile	1	0,015	15,350	-1,814	0,08	8	-1,09691001
A2019	Bahía Chile	2	0,014	13,500	-1,870	0,09	9	-1,04575749
A2019	Bahía Chile	3	0,028	27,725	-1,557	0,08	8	-1,09691001
A2019	Bahía Chile	4	0,051	51,450	-1,289	0,11	11	-0,95860731
A2019	Bahía Chile	5	0,051	50,650	-1,295	0,13	13	-0,88605665
A2023	Ensenada Guayaquil - Isla Greenwich	1	0,086	85,700	-1,067	0,12	12	-0,92081875
A2023	Ensenada Guayaquil - Isla Greenwich	2	0,027	27,100	-1,567	0,1	10	-1
A2023	Barrientos	1	0,011	11,100	-1,955	0,13	13	-0,88605665
A2023	Barrientos	5	0,008	7,800	-2,108	0,1	10	-1

A2023	Bahia Chile	1	0,038	38,167	-1,418	0,2	20	-0,69897
A2023	Bahia Chile	2	0,033	33,400	-1,476	0,1	10	-1
A2023	Bahia Chile	5	0,018	18,200	-1,740	0,1	10	-1
2019	Isla torres		0,017	16,600	-1,780	0,03	3	-1,52287875
2019	Isla torres		0,007	6,600	-2,180	0,06	6	-1,22184875
2019	Isla torres		0,007	6,800	-2,167	0,04	4	-1,39794001
2019	carleta ardley		0,003	3,300	-2,481	0,12	12	-0,92081875
2019	carleta ardley		0,003	2,500	-2,602	0,11	11	-0,95860731