



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y
OCEANOGRÁFICAS



**MONITOREO DE AVES MARINAS VARADAS COMO BIOINDICADORAS DE
LA SALUD DEL ECOSISTEMA COSTERO DE LA REGIÓN DEL BIOBÍO.**

Carolina Ignacia Fuentealba Hidalgo

Seminario de Título presentado al
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFÍA
DE LA UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN

Para optar al Título de
BIÓLOGO MARINO

Concepción – Chile

2025

UNIVERSIDAD DE CONCEPCION
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA

Este Seminario de Título ha sido realizado en el Departamento de Oceanografía de la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas.

Profesor(a) Guía	Andrea Varela Nayar Ph. D. en Ciencias con mención en Conservación Biológica
------------------	--

Director de Tesis	Sara M. Rodríguez Ph. D. en Biología Marina
-------------------	--

Ha sido aprobada por la
Siguiete Comisión Evaluadora

Sergio Carrasco
Ph. D. en Ciencias con mención Biología Marina

José Valdebenito
Ph. D. en Biología

Pablo Oyarzun
MSc mención Salud Animal,
Ph. D. en Ciencias Veterinarias mención
Biodiversidad

Jefe de Carrera.	Dr. Ariel Valenzuela Ph. D. en Ciencias con mención Ciencias Biológicas
------------------	---

DEDICATORIA

A mis padres, por todo lo que me han entregado a lo largo de mi vida, por su amor, su apoyo incondicional y por creer en mí incluso cuando yo misma dudé. Nada de esto habría sido posible sin sus enseñanzas, sacrificios y constante compañía. Por siempre haber estado y sé que siempre estarán.

A mi hermana Alexandra, por caminar siempre a mi lado, por acompañarme en cada etapa y por estar conmigo de manera incondicional sin importar las circunstancias, siendo un pilar fundamental en mi vida.

A mi hermana Maribel, por su apoyo constante y por estar presente a lo largo de mi camino, brindándome fuerza, consejo, amor y cariño en cada momento importante.

A mi sobrina Emma, porque con ella todo cambió. Tu luz y tu existencia le dieron un nuevo sentido a mi vida y a todo lo que me rodea.

A mi abuelo, donde sea que se encuentre en este momento, sé que me acompaña siempre, tu recuerdo, tus enseñanzas y tu amor siguen guiando cada uno de mis pasos,

A todos aquellos que me acompañaron en este proceso y que conocí a lo largo del camino.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi profesora guía la Dra. Andrea Varela Nayar, por su buena disposición, paciencia y dedicación en todo este proceso. A mi profesora co-guía la Dra. Sara M Rodriguez por toda la ayuda prestada en este tiempo y a los colaboradores de su laboratorio por todo lo enseñado.

ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS	i
ÍNDICE DE TABLAS	ii
RESUMEN	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUCCIÓN	3
1.1 USO DE AVES COMO BIOINDICADORAS AMBIENTALES	4
1.2 METALES PESADOS	4
1.3 METALES FRECUENTES EN LA ZONA COSTERA	5
1.4 CONTEXTO EN LA REGIÓN DEL BIOBÍO	6
2. HIPÓTESIS.....	8
3. OBJETIVOS	8
3.1. OBJETIVO GENERAL	8
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	8
4. MATERIALES Y MÉTODOS	9
4.1. ÁREA DE ESTUDIO	9
4.2. DISEÑO DE MUESTREO.....	9
4.3. MONITOREO DE AVES	10
4.4. PREPARACIÓN DE MUESTRAS Y CUANTIFICACIÓN DE METALES PESADOS	12
4.4.1. LIOFILIZACIÓN	12
4.4.2. DIGESTIÓN QUÍMICA PARA LA IDENTIFICACIÓN DE METALES PESADOS	12
4.4.3. ESPECTROFOTOMETRÍA DE ABSORCIÓN ATÓMICA	13
4.5. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS	14
5. RESULTADOS	15
5.1 SIGNOS DE MUERTE POR PESCA INCIDENTAL.....	15
5.2 CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN PLUMAS	15
6. DISCUSIÓN	20

6.1 ESTUDIOS PREVIOS	22
6.2 COMPARACIÓN DE RESULTADOS OBTENIDOS CON LOS ESTUDIOS PREVIOS	23
8. BIBLIOGRAFÍA	27
9. ANEXO.....	36
9.1 FOTOGRAFÍAS DE EJEMPLARES INCOMPLETOS DE LOS CUALES SE RECOLECTARON PLUMAS	36

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa indicando con símbolos rojos los sitios de monitoreo de aves marinas varadas.	9
Figura 2. Tres ejemplares de cormorán guanay (<i>Leucocarbo bougainvilliorum</i>) encontrados varados en Playa Blanca.	11
Figura 3. Ejemplar de cormorán lile (<i>Poikilocarbo gaimardi</i>) encontrado varado en Playa Blanca.....	12
Figura 4. Proceso de digestión acida de muestras de plumas realizado bajo campana extractora.....	13
Figura 5. Concentraciones de metales pesados de Cobre (Cu), Plomo (Pb) y Cadmio (Cd) extraídas de las plumas de las aves gaviota dominicana, guanay, lile, pelícano, petrel...	17

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Prueba de Shapiro-Wilk para la normalidad de concentraciones de Cu, Pb y Cd, $\alpha = 0,05$	18
Tabla 2. Análisis de la Varianza de las concentraciones de Cu y Pb. $\alpha = 0,05$	18
Tabla 3. Análisis no Paramétrico Kruskal-Wallis de la concentración de Cd, $\alpha = 0,05$..	19
Tabla 4. Resultados prueba a-posteriori de Tukey para las concentraciones de Cu entre especies, $\alpha = 0,05$	19

RESUMEN

Los ecosistemas costeros de la Región del Biobío están sometidos a una intensa presión antropogénica asociada a actividades industriales, portuarias y pesqueras, lo que incrementa el riesgo de contaminación ambiental y afecta a la fauna marina. En este contexto, las aves marinas, por su posición en niveles tróficos altos y su capacidad de bioacumular contaminantes, son bioindicadoras del estado de salud del ecosistema marino. El objetivo general de este estudio fue utilizar aves marinas varadas en dos playas de la Región del Biobío como bioindicadoras de la salud ambiental, evaluando signos de mortalidad por pesca incidental y la concentración de metales pesados en plumas. Se recolectaron ejemplares completos y muestras de plumas, las que fueron sometidas a procesos de liofilización, digestión ácida y análisis mediante espectrofotometría de absorción atómica para determinar concentraciones de cobre (Cu), plomo (Pb) y cadmio (Cd). Ninguno de los ejemplares completos presentó signos claros o consistentes que permitieran atribuir la causa de muerte a interacciones con artes de pesca. Las diferencias en las concentraciones de metales pesados entre especies fueron evaluadas mediante ANOVA de una vía y prueba *a-posteriori* de Tukey. En cuanto a los metales pesados, el Cu presentó las concentraciones más elevadas en comparación con Pb y Cd. Se observaron diferencias significativas entre especies únicamente para el Cu, mientras que Pb mostró una tendencia cercana a la significancia y Cd no presentó diferencias interespecíficas. El pelícano registró las mayores concentraciones promedio de Cu y Pb, seguido por el lile y el guanay, mientras que el Cd presentó valores bajos y relativamente homogéneos, con mayor variabilidad intraespecífica en guanay. Se sugiere que las diferencias en la bioacumulación de metales están asociadas a la ecología trófica, estrategias de forrajeo y uso del hábitat de las especies analizadas, así como a la influencia de fuentes de contaminación locales. La comparación con estudios previos indica que las concentraciones registradas se encuentran dentro de rangos reportados para otras zonas de Chile y del mundo, aunque con variaciones atribuibles a diferencias espaciales, temporales y metodológicas. A pesar de las limitaciones del tamaño muestral, este estudio constituye el primer registro de concentraciones de metales pesados en plumas de varias especies de aves marinas en playas de la Región del Biobío.

Palabras clave: Depredadores tope, bioacumulación, metales pesados, pesca incidental.

ABSTRACT

The coastal ecosystems of the Biobío Region are under an intense anthropogenic pressure related to industrial, port, and fishing activities, which increases the risk of environmental pollution and affects marine fauna. In this context, seabirds are suitable bioindicators of the health status of marine ecosystems due to their position at high trophic levels and their ability to bioaccumulate pollutants. The overall objective of this study was to use stranded seabirds on two beaches of the Biobío Region as bioindicators of environmental health, evaluating signs of mortality from bycatch and the concentration of heavy metals in feathers. Complete specimens and feather samples were collected and subjected to freeze-drying, acid digestion, and analysis by atomic absorption spectrophotometry to determine concentrations of copper (Cu), lead (Pb), and cadmium (Cd). None of the complete specimens showed clear or consistent signs of death due to interactions with fishing gear or fishing activities. Differences between species were evaluated using one-way ANOVA and Tukey's post hoc test. In terms of heavy metals, Cu had the highest concentrations compared to Pb and Cd. Significant differences between species were observed only for Cu, while Pb showed a trend close to significance and Cd showed no interspecific differences. The pelican recorded the highest average concentrations of Cu and Pb, followed by the red-legged cormorant and the guanay cormorant, while Cd showed low and relatively homogeneous values, with greater intraspecific variability in guanay cormorant. It is suggested that differences in metal bioaccumulation are associated with the trophic ecology, foraging strategies, and habitat use of the species analyzed, as well as the influence of local sources of pollution. Comparison with previous studies indicates that the concentrations recorded are within the ranges reported for other areas of Chile and the world, with variations probably related to spatial, temporal, and methodological differences. Despite the limitations of the sample size, this study is the first record of heavy metal concentrations in the feathers of several species of seabirds on beaches in the Biobío Region.

Keywords: Top predators, bioaccumulation, heavy metals, bycatch.

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas costeros son áreas de alta productividad biológica y biodiversidad, de gran importancia tanto ecológica como económica. Sin embargo, estos ecosistemas se encuentran bajo una creciente presión debido a diversas actividades humanas, como la pesca, la industria y el tráfico marítimo, que provocan una serie de impactos negativos en la salud del medio ambiente marino (Mancera-Pineda et al. 2013).

Entre los principales problemas que enfrentan los ecosistemas costeros se encuentra la contaminación por metales pesados, que afecta particularmente a los niveles tróficos superiores. Estos contaminantes son tóxicos y tienden a bioacumularse y biomagnificarse a través de las cadenas tróficas. En este contexto, las aves marinas, como consumidores de alto nivel, son especialmente vulnerables a estos contaminantes, lo que las convierte en bioindicadores útiles para evaluar la salud de estos ecosistemas (Calle et al. 2015).

Las aves marinas también enfrentan otras amenazas, como la captura incidental o "by-catch", un problema documentado en diversas pesquerías (Croxall et al. 2012; Dias et al. 2019). La mortalidad asociada a la captura incidental varía según el tipo de arte de pesca utilizado, pero ha sido ampliamente reportada en pesquerías de palangre, redes de enmalle (Melvin et al. 1999; Cardoso et al. 2011; Løkkeborg, 2011; Zydulis et al. 2013) y pesquerías de arrastre (Weimerskirch et al. 2000; González-Zevallos & Yorio, 2006; Sullivan et al. 2006; Watkins et al. 2008; Favero et al. 2011). Según el informe final publicado por el IFOP en 2021, en el periodo 2017-2020 en el norte se reportó la captura incidental de 21 especies en la pesca de anchoveta, donde el lobo marino común, la fardela negra y el cormorán guanay representaron el 94% de las especies capturadas; y en el periodo 2018-2020 el 100% de las mortalidades correspondieron a aves marinas costeras. Además de la mortalidad directa, las aves marinas también se ven afectadas por la contaminación por petróleo, basura marina y eventos meteorológicos y oceanográficos anómalos (Brothers, 1991; Gales et al. 1998).

1.1 USO DE AVES COMO BIOINDICADORAS AMBIENTALES

Las aves marinas se encuentran en todos los mares y océanos del mundo, y su rol como indicadores del estado del ambiente marino es ampliamente reconocido (e.g. Boyd et al. 2006, Piatt et al. 2007, Parsons et al. 2008). Según Burger & Goechfeld (2004) las aves marinas son especialmente útiles como bioindicadores de contaminación en ambientes estuarinos y marinos debido a su amplia distribución, abundancia y posición en niveles tróficos altos, lo que facilita su monitoreo.

La contaminación por metales pesados es especialmente preocupante en organismos de niveles tróficos superiores, como las aves marinas. Estos contaminantes tienden a acumularse en las cadenas alimentarias, afectando principalmente a los consumidores secundarios y terciarios, quienes tienen mayores tasas de bioacumulación (i.e., concentración de un metal pesado en un nivel trófico) y biomagnificación (i.e., incremento en la concentración de un metal pesado a través de dos o más niveles tróficos) (Calle et al. 2015). Las aves marinas son especialmente sensibles a estos metales debido a su posición como depredadores tope, su metabolismo acelerado y su alta exposición a los contaminantes a través de sus presas (Ochoa, 2014).

Metales pesados como el plomo, cadmio y mercurio son tóxicos y se han reportado en diversos órganos de aves marinas, como huevos, hígado, plumas y sangre (Diamond & Devlin, 2003; Barbosa et al. 2013; Tavares et al. 2013).

1.2 METALES PESADOS

Los metales pesados se definen como elementos metálicos (incluidos metaloides) con alta densidad, que son potencialmente tóxicos para los organismos. Aunque algunos de estos metales son esenciales en pequeñas cantidades para los organismos, su concentración excesiva puede ser peligrosa (Tchounwou et al. 2012). Sus fuentes en el ambiente incluyen tanto procesos naturales, como la erosión de rocas y erupciones volcánicas, como fuentes antropogénicas, incluyendo la minería, la industria textil y pesquera, y la quema de combustibles fósiles (Wang, 2018; Gupta & Singh, 2011; Liu et al. 2021). La creciente actividad industrial ha generado preocupación sobre la

acumulación de estos metales en los componentes ambientales, ya que pueden tener efectos graves sobre la fauna marina y los ecosistemas costeros (Tapia et al. 2019). El plomo, cadmio y mercurio son metales no esenciales tóxicos y su presencia en los tejidos bióticos es una evidencia de contaminación (Burger, 1993; Elliot & Scheuhammer, 1997).

1.3 METALES FRECUENTES EN LA ZONA COSTERA

Dentro de los metales pesados más relevantes, el plomo es especialmente persistente en el medio ambiente, con fuentes tanto naturales (e.g. erosión y emisiones volcánicas) como antropogénicas (e.g. Combustión de gasolina con plomo, fundición de minerales, plantas de energía térmica) (Chakraborty et al. 2021). El plomo, actúa como metal pesado, generando así un envenenamiento enzimático, este interfiere negativamente en la función química del cuerpo para funcionar correctamente. Los signos característicos del plumbismo son baja condición corporal y atrofia del musculo pectoral, pérdida de tejido adiposo, debilidad en huesos largos, pérdida de funcionalidad en el sistema digestivo, hígado, riñón y la reducción de estos, anemia, pericarditis, baja funcionalidad en capilares, aumento en vesícula biliar, hemoglobinuria, dolor en el corazón y otros órganos entre otros (Bustamante, 2024).

Así mismo, el cadmio es un metal de transición maleable, tóxico inorgánico que afecta negativamente el funcionamiento biológico en plantas, animales y humanos, siendo el séptimo más preocupante según la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Se encuentra naturalmente en la corteza terrestre y en rocas sedimentarias (Suhani et al. 2021). Sus fuentes antropogénicas incluyen fundiciones, quema de combustibles fósiles, utilización de fertilizantes y descargas de aguas servidas o lodos (Olavarria, 2007). Además, este metal es removido de la capa superficial del océano mediante incorporación en el tejido biológico de organismos planctónicos, y posteriormente, durante el proceso de sedimentación del material biogénico la oxidación de la materia orgánica devuelve los nutrientes y el Cd al medio acuático, los cuales son nuevamente transportados hacia la superficie por los fenómenos de surgencia (Bruland, 1980).

Por otro lado, el cobre es un elemento esencial para el metabolismo normal, pero se vuelve tóxico a altas concentraciones (Olavarría, 2007). Si bien se encuentra naturalmente junto a minerales, las actividades como la minería, la fundición, el uso de pesticidas/fertilizantes, la combustión de carbón y el procesamiento de metales aumentan sus niveles ambientales (Zhou et al. 2018).

Si bien existen estudios sobre la diversidad de aves marinas en la costa de Chile (Luna-Jorquera et al. 2012), aún es limitada la información sobre los patrones de varamiento y sus causas, al igual que su utilidad como herramienta de monitoreo ambiental. Frente a esta brecha, resulta clave investigar de forma sistemática cómo estos eventos pueden funcionar como señales tempranas del deterioro ecológico en ambientes costeros.

Sumado a lo anterior, el uso de aves marinas como bioindicadores puede complementar otras metodologías de monitoreo más costosas o complejas fortaleciendo los sistemas de alerta temprana ante eventos de deterioro ambiental. Por ello, se vuelve necesario impulsar estudios que vinculen directamente los varamientos con el estado ecológico de las zonas costeras, contribuyendo tanto al conocimiento científico como a la gestión ambiental y a la toma de decisiones en conservación.

1.4 CONTEXTO EN LA REGIÓN DEL BIOBÍO

La región del Biobio es una zona de alta productividad primaria y tráfico marítimo, con una fuerte presencia industrial y pesqueras en sus costas. Esto genera una alta probabilidad de interacción entre la actividad humana y la fauna marina. La constante circulación de embarcaciones, los residuos industriales y operaciones costeras convierten a esta región en un área de relevancia para evaluar los impactos ambientales asociados a estas actividades. Las Bahías de San Vicente y Talcahuano, en la son un eje neurálgico para la economía nacional debido a su complejo industrial-portuario, vital para el comercio del sur de Chile y la movilización de una parte significativa de la carga nacional. Este centro concentra una intensa actividad pesquera y naval. Sin embargo, este desarrollo histórico ha generado una alta carga contaminante, transformando la zona en un foco de severos desafíos medioambientales con graves impactos ecológicos

(Departamento de pesquería, 2023). La realización de todas estas actividades industriales y portuarias ha impactado directamente la calidad del agua y la vida marina, resultando en el vertido de metales pesados y otros compuestos químicos en los sedimentos de la bahía (Alcaíno et al. 2024), lo que representa un riesgo ecológico a largo plazo.

En este contexto geográfico la comuna de Coronel ha sido reconocida como “zona de sacrificio” por diversas instituciones debido a su alta concentración de industrias y contaminación. Esto llevó a que, en 2015, el Ministerio del Medio Ambiente (MMA) la declarara “Zona Saturada” por su alta concentración de material particulado fino (Ferretti et al. 2022). Históricamente, este escenario se originó por el creciente proceso de industrialización, principalmente en minería, en Coronel y sectores aledaños como Lota. La ausencia o debilidad de normativas ambientales o de fiscalización en el pasado provocó una explotación de recursos que incrementó los desechos industriales en la zona (Ministerio del medio ambiente, 2018). Actualmente, las principales actividades económicas de la comuna son la actividad portuaria, la generación de energía y la industria pesquera. Específicamente, el puerto de Coronel se posiciona como el segundo puerto pesquero-portuario más importante de Chile en volumen movilizado, después de San Vicente en Talcahuano, que también se encuentra en la misma región (Hidalgo, 2017).

La intensa actividad pesquera e industrial de la zona, junto con su ubicación en un área de gran productividad marina, sugiere que las aves marinas presentes en el área podrían estar expuestas simultáneamente a múltiples amenazas.

El presente estudio tiene como objetivo realizar un monitoreo de aves marinas varadas en las playas de la Región del Biobío, con el fin de utilizarlas como bioindicadoras de la salud del ecosistema costero. Se analizaron ejemplares varados para identificar indicios de pesca incidental, así como para evaluar la presencia de contaminantes en sus plumas mediante análisis de laboratorio. Este enfoque permitirá obtener información valiosa sobre los impactos de la contaminación y la actividad pesquera en las aves marinas de la región, contribuyendo al conocimiento sobre el estado de los ecosistemas costeros y fortaleciendo los sistemas de monitoreo ambiental.

2. HIPÓTESIS

- Dada la intensa actividad pesquera e industrial de la zona del borde costero de la región del Biobío, se encontrarán aves varadas con signos de muerte por pesca incidental y con altos niveles de contaminantes en sus plumas, en ambos sitios de estudio.

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GENERAL

- Utilizar ejemplares de aves marinas varadas en dos playas de la región del Biobío como bioindicadoras de la salud del ecosistema costero.

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analizar si existen signos de muerte por pesca incidental mediante examinación externa de los ejemplares.
- Determinar y comparar concentración de metales pesados en plumas de aves varadas en las dos playas consideradas en el estudio.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. ÁREA DE ESTUDIO

La presente investigación se desarrolló en dos playas de la región del Biobío (Figura 1). Playa Blanca (37°4'6.3" S, 73°8'46.1" O) ubicada entre las comunas de Lota y Coronel, y la Playa Rocuant (36°44'1.35" S, 73°3'38.08" O), localizada en la Autopista Interportuaria de Talcahuano. La selección de estos sitios de basó en su proximidad a áreas con influencia de actividades industriales y pesqueras, así como de tráfico marino, además de presentar condiciones de accesibilidad que permitieron la realización de un monitoreo sistemático.



Figura 1. Mapa indicando con símbolos rojos los sitios de monitoreo de aves marinas varadas.

4.2. DISEÑO DE MUESTREO

El diseño de muestreo adoptó un diseño experimental mixto combinando el método se cualitativo y cuantitativo y a su vez no experimental, debido a que no se manipularon variables; transversal, puesto que la recolección de muestras se realizó en un periodo de tiempo definido; descriptivo, ya que se describieron características de las aves, tales como especies, las condiciones físicas en las que se encuentra como por ejemplo si presentaban lesiones visibles, como las descritas por Moore & Barco (2013) que puedan ser atribuidas

a muerte por pesca incidental; analítico (correlacional) tomando en cuenta que se intentó buscar relaciones entre variables.

4.3. MONITOREO DE AVES

En cuanto a los sitios de monitoreo, Playa Blanca fue recorrida de manera sistemática dos veces por semana desde el mes de julio hasta el mes de octubre, mientras que Playa Rocuant fue recorrida aproximadamente cada 3 semanas 1 vez por semana, por mayor dificultad de movilización. En Playa Blanca, el recorrido abarcó la totalidad de su extensión (2 km de distancia), mientras que, en Playa Rocuant, se cubrió aproximadamente la mitad de su extensión (3.5 km de longitud). Durante las actividades de campo y recolección de muestras, se utilizaron guantes de latex y mascarilla como medidas de bioseguridad, con el fin de minimizar riesgos para los investigadores y evitar la contaminación de las muestras.

Las aves que se encontraron muertas en las playas fueron identificadas a nivel de especie utilizando la “Guía de identificación de Procellariiformes y otras aves marinas en las zonas de pesca del mar chileno” (Adasme & Suazo, 2020). Antes de recolectar los ejemplares, se les tomó una fotografía para posterior confirmación de identidad de especie. Cada ejemplar se examinó externamente para determinar si existían signos de lesiones por pesca incidental o presencia elementos derivados de las pesquerías (e.g. anzuelos, hilos de pesca, redes).

En Playa Blanca se recolectaron cinco ejemplares completos, de los cuales cuatro correspondieron a cormorán guanay (*Leucocarbo bougainvilliorum*, Figura 2) y uno a cormorán lile (*Poikilocarbo gaimardi*, Figura 3). Cada ejemplar fue almacenado de forma individual en bolsas plásticas. No se encontraron ejemplares completos en Playa Rocuant. Adicionalmente, se recolectaron 16 muestras de plumas las cuales correspondieron a coberteras menores provenientes de individuos en distintos estados de descomposición cuya identificación taxonómica fue posible (Anexo 1). De estas, 10 muestras correspondieron a aves varadas en Playa Blanca, incluyendo siete de cormorán guanay, una de petrel gigante antártico (*Macronectes giganteus*) y dos de pelícano común (*Pelecanus thagus*), mientras que las seis restantes fueron recolectadas en Playa Rocuant,

de las cuales cuatro correspondieron a pelícano común, una a gaviota dominicana (*Larus dominicanus*) y una a cormorán lile. Todas las muestras de plumas fueron almacenadas individualmente en bolsas tipo Ziploc.

Tanto los ejemplares completos como las muestras de plumas fueron rotulados con el nombre común de la especie, el sitio de recolección y la fecha correspondiente. Posteriormente, las muestras fueron trasladadas y almacenadas en el laboratorio de la Dra. Sara Rodríguez, ubicado en la Universidad Católica de la Santísima Concepción, donde se realizaron las disecciones correspondientes.



Figura 2. Tres de cuatro ejemplares de cormorán guanay (*Leucocarbo bougainvillorum*) encontrados varados en Playa Blanca.



Figura 3. Ejemplar de cormorán lile (*Poikilocarbo gaimardi*) encontrado varado en Playa Blanca.

4.4. PREPARACIÓN DE MUESTRAS Y CUANTIFICACIÓN DE METALES PESADOS

4.4.1. LIOFILIZACIÓN

Las muestras de plumas de todos los ejemplares encontrados (completos e incompletos) fueron dispuestas en tubos Falcon de 50 mL, separados y etiquetados adecuadamente. Posteriormente, los tubos fueron puestos en un liofilizador durante un período estimado de 24 a 48 horas.

4.4.2. DIGESTIÓN QUÍMICA PARA LA IDENTIFICACIÓN DE METALES PESADOS

Una vez liofilizadas las muestras, se pesó una cantidad de entre 150 - 200 mg de las muestras de plumas para realizar la digestión ácida. Las muestras fueron trasladadas a una campana extractora, donde fueron dispuestas en tubos de teflón a los que se les añadió 20 mL de una disolución digestiva en una proporción de 1:3 compuesta por ácido nítrico (HNO_3) y ácido clorhídrico (HCl), ambos al 70%, esto se conoce como agua regia.

Las muestras se calentaron progresivamente hasta alcanzar los 130°C durante aproximadamente de 2 horas en una placa calefactora, para completar el proceso de digestión. La temperatura y el tiempo estuvieron siendo verificados mediante la pantalla

de información de la placa calefactora, la cual permitió el monitoreo en tiempo real del proceso (Figura 4). Una vez terminado el proceso, se pasaron las soluciones a matraces de 25 mL, con un papel filtro para evitar una contaminación en caso de que alguna parte de esta no se digiriera por completo, una vez traspasadas, se aforaron los matraces hasta el enrase, una vez finalizado, las muestras aforadas se pasaron a tubos de teflón de 50mL, los cuales fueron rotulados por orden.

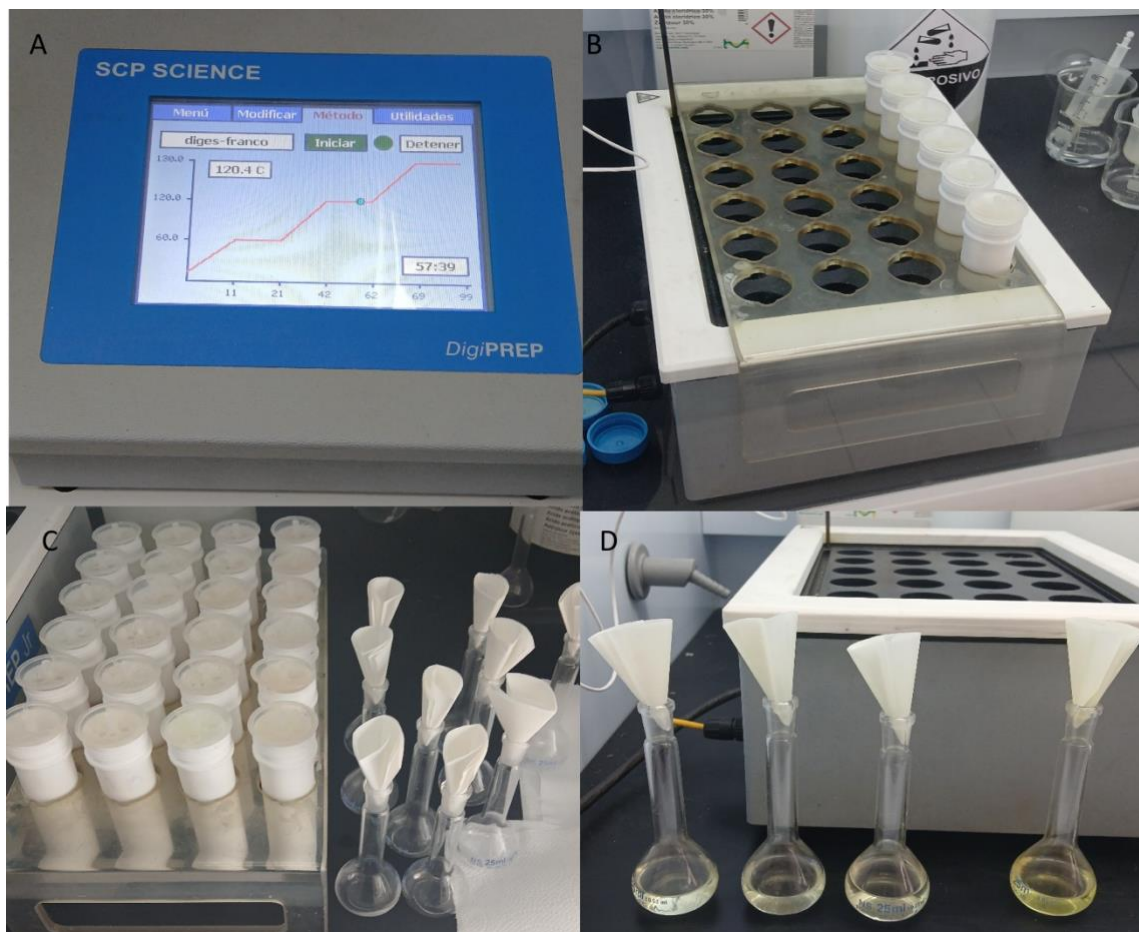


Figura 4. Proceso de digestión acida de muestras de plumas realizado bajo campana extractora. A: monitor del digestor. B y C: tubos de teflón de 150 mg con agua regia en placa calefactora D: matraces aforados de 25mL con el resultado de la digestión realizada.

4.4.3. ESPECTROFOTOMETRÍA DE ABSORCIÓN ATÓMICA

Se calibró el espectrofotómetro (en este caso, se utilizó el equipo de la marca Agilent Technologies, modelo G8431 AAS, con horno de grafito modelo GTA120), utilizando

soluciones estándar de concentración previamente conocida. Posteriormente, las muestras digeridas fueron introducidas en el horno de grafito para su posterior análisis en el espectrofotómetro.

Se seleccionó la longitud de onda adecuada según el metal a analizar. El equipo realizó mediciones de la absorbancia de cada muestra en función de la longitud de onda seleccionada, y los resultados fueron registrados automáticamente. Por último, los valores de absorbancia obtenidos fueron comparados con una curva de calibración elaborada previamente, con el fin de determinar la concentración de metales presentes en las muestras analizadas.

4.5. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Con el objetivo de comparar las concentraciones promedio de metales pesados de los ejemplares entre sitios de estudio, se empleó el programa RStudio para realizar una prueba de Shapiro-Wilk para poder evaluar la normalidad de los datos, seguido de esto se aplicó un ANOVA de una vía, donde las variables respuestas fueron dos de los metales analizados (Cu, Pb) y la variable fija fue las especies recolectadas. Con el objetivo de indicar dónde se presentan diferencias significativas en el caso que existieran, se aplicó una prueba *a-posteriori* de Tukey. En el caso de Cd posterior a la prueba de normalidad se le aplicó una prueba de Kruskal-Wallis.

5. RESULTADOS

5.1 SIGNOS DE MUERTE POR PESCA INCIDENTAL

Los ejemplares fueron inspeccionados externamente durante el proceso de recolección con el fin de identificar posibles evidencias de mortalidad asociada a pesca incidental. Ninguno de los cinco ejemplares completos presentó signos claros o consistentes que permitieran atribuir la causa de muerte a interacciones con artes de pesca. En particular, no se observaron lesiones, marcas externas ni otros indicios comúnmente asociados al enredo en redes o a la captura por anzuelos.

No obstante, es importante considerar que el número de ejemplares disponibles en condiciones adecuadas para este análisis fue limitado, restringiendo el alcance de estas observaciones.

5.2 CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN PLUMAS

El análisis de las concentraciones de cobre (Cu), plomo (Pb) y cadmio (Cd) reveló patrones diferenciales de acumulación entre los metales y entre las especies evaluadas. En términos generales, el Cu presentó las concentraciones más elevadas (Figura 5). No obstante, se observaron variaciones entre especies. La única gaviota registrada presentó un valor de $12\mu\text{g/g}$. Dos ejemplares de guanay presentaron valores extremos, uno mostró una baja concentración ($2\mu\text{g/g}$) y el otro una alta concentración ($13\mu\text{g/g}$). Los demás ejemplares de guanay presentaron valores en el rango de $5 - 8\mu\text{g/g}$ (Figura 5). Por su parte los dos ejemplares de lile mostraron valores similares y en el rango alto de las concentraciones de Cu detectadas (10 y $12\mu\text{g/g}$). Los pelícanos exhibieron los valores más altos de Cu, con un valor promedio de $12\mu\text{g/g}$ y alcanzando valores cercanos a los $15\mu\text{g/g}$. El petrel gigante antártico presentó un valor de $9\mu\text{g/g}$ (Figura 5).

El Pb mostró concentraciones menores que el Cu (Figura 5). Al igual que en la medición del Cu, los pelícanos presentaron los valores más elevados, evidenciando la mayor bioacumulación de Pb entre las especies analizadas y alcanzando valores cercanos a $2.0\mu\text{g/g}$ con un promedio estimado de $1.0\mu\text{g/g}$. Los guanay presentaron niveles intermedios entre 0.7 y $1.3\mu\text{g/g}$, sin embargo, uno de los ejemplares presentó la menor

concentración de Pb detectada en los análisis cercano a $0.2\mu\text{g/g}$, lo que podría reflejar heterogeneidad en sus áreas de alimentación.

En tanto, los dos ejemplares de lile presentaron concentraciones similares ($1.0\mu\text{g/g}$ y $1.2\mu\text{g/g}$) que a su vez fue similar a la detectada en el petrel antártico ($1.2\mu\text{g/g}$), mientras que la gaviota presentó una concentración de Pb de $0.7\mu\text{g/g}$ (Figura 5).

Con respecto al Cd, las concentraciones fueron más bajas en comparación al Cu y Pb (Figura 5). El guanay mostró la mayor variabilidad intraespecífica, con individuos que exhibieron valores bajos desde $0.2\mu\text{g/g}$ hasta elevados como $1.0\mu\text{g/g}$, lo que sugiere la existencia de exposiciones desiguales. El lile y el pelícano presentaron niveles más homogéneos, $0.7 - 0.8\mu\text{g/g}$ y $0.6 - 1.0\mu\text{g/g}$, respectivamente, mientras que la gaviota y el petrel antártico presentaron un valor aproximado de 0.8 y $0.7\mu\text{g/g}$ respectivamente, lo cual está dentro del rango de las otras especies. En general, la presencia de Cd fue menor y más estable que la de Cu.

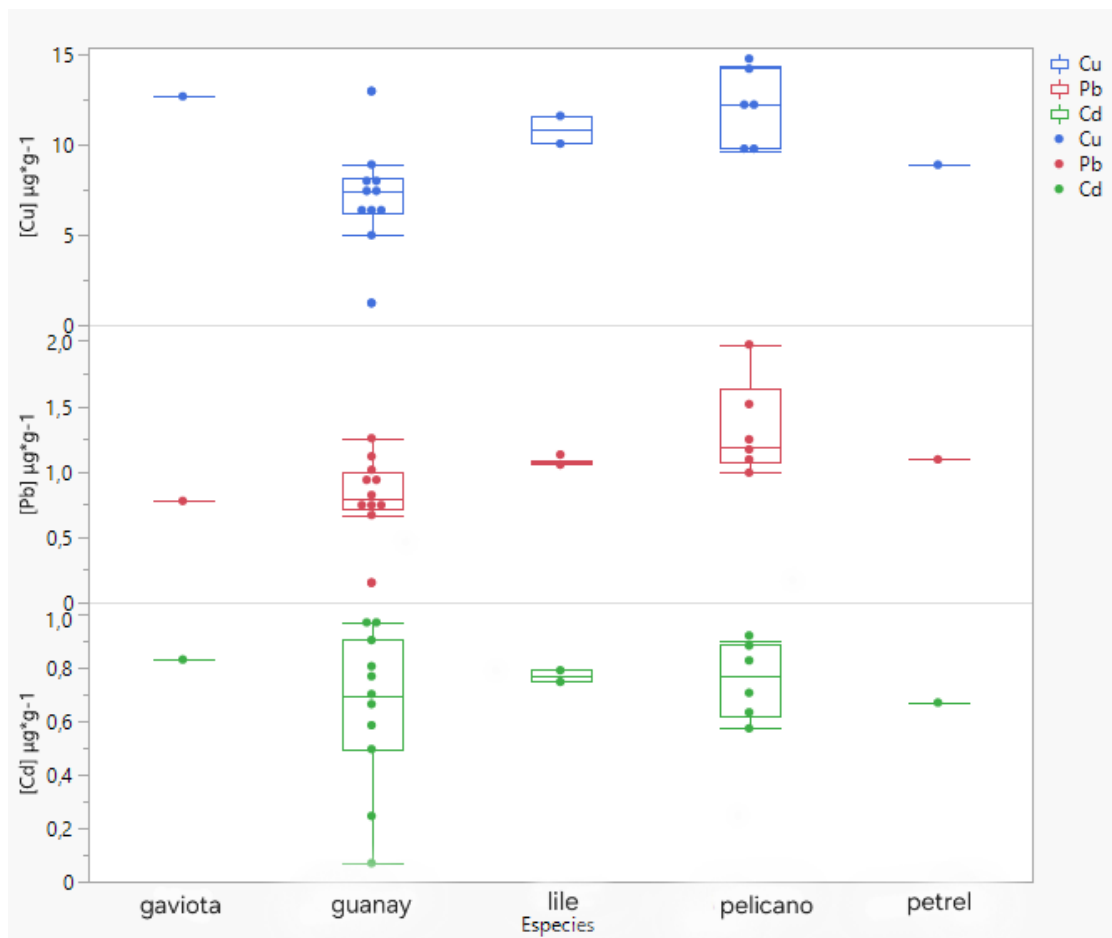


Figura 5. Concentraciones de metales pesados de Cobre (Cu), Plomo (Pb) y Cadmio (Cd) extraídas de las plumas de las aves gaviota dominicana, guanay, lile, pelícano, petrel gigante antártico.

Se aplicó una prueba de Shapiro-Wilk para evaluar la normalidad de las concentraciones de Cu, Pb y Cd (Tabla 1), la cual reflejó que Cu y Pb tenían una distribución normal ($P = 0.6568$ y 0.1098 , respectivamente). En el caso de Cd el valor P es menor que $0,05$ ($P = 0.03097$) por lo que se rechaza la normalidad.

Tabla 1. Prueba de Shapiro-Wilk para la normalidad de concentraciones de Cu, Pb y Cd, $\alpha = 0,05$

	W	P
Cu	0.96658	0.6568
Pb	0.9251	0.1098
Cd	0.89725	0.03097

Con esto se aplicó un análisis de varianza para evaluar diferencias en las concentraciones de Cu y Pb. En el caso de Cu, la prueba evidenció diferencias estadísticamente significativas entre las especies ($F = 4,585$; $P = 0,0117$; Tabla 2). Esto indica que al menos una de las especies presentó concentraciones de Cu significativamente distintas con respecto a las demás. Por otro lado, la magnitud de la suma de cuadrados de la muestra (116,3) en relación con la variación de los residuales (101,5) refuerza la idea de que la mayor parte de la variación observada es debida a diferencias interespecíficas.

En el caso del Pb, el ANOVA arrojó un valor de $F = 2,792$ con un nivel de significancia de $P = 0,0621$ (Tabla 2). La relación entre la suma de cuadrados de la muestra (1,037) y los residuales (1,486) mostró que existe una parte considerable de la variación observada que se asocia a las diferencias dentro de las mismas especies, aunque insuficiente para alcanzar significancia estadística.

En general, los resultados obtenidos del ANOVA evidenciaron que solo el Cu presentó diferencias estadísticamente significativas entre especies, mientras que el Pb evidenció una tendencia más cercana al nivel crítico.

Tabla 2. Análisis de la Varianza de las concentraciones de Cu y Pb. $\alpha = 0,05$.

		Df	Sum Sq	Mean Sq	F	P
Cu	Muestra	4	116.3	29,081	4,585	0,0117
	Residuals	16	101.5	6,342		
Pb	Muestra	4	1.037	0,25935	2,792	0,0621
	Residuals	16	1.486	0,09289		

Dado que los valores de Cd no eran normales se aplicó una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Tabla 3), cuyo valor P (0.4505) indicó que no existen diferencias entre los valores de las especies, por lo que sus distribuciones son estadísticamente similares entre especies.

Tabla 3. Análisis no Paramétrico Kruskal-Wallis de la concentración de Cd, $\alpha=0,05$.

	Chi-squared	Df	P
Cd	3.6836	4	0.4505

La prueba estadística *a-posteriori* de Tukey realizada para los niveles de Cu entre las especies demostró que en la mayoría de las comparaciones entre especies no existían diferencias significativas (Tabla 4), lo que indica que existe una similitud en las concentraciones de Cu entre la mayoría de las especies. Sin embargo, se pudo observar que existe una diferencia estadísticamente significativa en la comparación entre pelicano y guanay con una diferencia media de 4.997 y un valor P de 0.009, lo que indica que las concentraciones de Cu entre estas dos especies difieren significativamente.

Tabla 4. Resultados prueba *a-posteriori* de Tukey para las concentraciones de Cu entre especies, $\alpha=0,05$.

Muestra	Diff	Lwr	Upr	P
Guanay - gaviota	-5.5762167	-13.634710	2.482276	0.2592316
Lile - gaviota	-1.8484848	-11.297906	7.600936	0.9731787
Pelicano - gaviota	-0.5791246	-8.912730	7.754481	0.9994899
Petrel - gaviota	-3.7828283	-14.694080	7.128423	0.8227164
Lile - guanay	3.7277319	-2.203158	9.658622	0.3439135
Pelicano - guanay	4.9970921	1.081368	8.912816	0.0094388
Petrel - guanay	1.7933884	-6.265105	9.851882	0.9575957
Pelicano - lile	1.2693603	-5.030254	7.568974	0.9701681
Petrel - lile	-1.9343434	-11.383764	7.515077	0.9684358
Petrel - pelicano	-3.2037037	-11.537309	5.129902	0.7634882

6. DISCUSIÓN

A pesar de las limitaciones de este estudio, la mayor relevancia de esta investigación es que es la primera vez que se analizan las concentraciones de metales pesados en plumas de pelicano, lile, guanay y petrel gigante antártico en playas de la región del Bío Bío. Las limitaciones que presenta este estudio se asocian principalmente a la baja cantidad de ejemplares completos que fueron recolectados, lo que restringió la capacidad de evaluar con mayor certeza la ocurrencia de mortalidad asociada a pesca incidental, ya que para realizar este tipo de diagnóstico se requiere de un mayor número de muestra para tener una mayor variabilidad. Además, la representación entre especies no fue igualitaria, incluso con un solo ejemplar de algunas especies fueron limitantes importantes para poder aplicar análisis estadísticos más robustos.

En general, los análisis indican que el pelicano resultó ser la especie con mayores niveles de bioacumulación para el cobre y plomo con una diferencia estadísticamente significativa respecto del cormorán guanay en el caso del cobre. La dispersión observada en sus valores apunta a una posible variación individual en los sitios de alimentación. El pelicano común se alimenta de peces, principalmente de anchoveta (*Engraulis ringens*), incluyendo otras especies como la sardina (*Sardinops sagax*) y el jurel (*Trachurus murphyi*) (Guillén 1990, Zavalaga et al. 2011). También consume los desechos generados por la actividad pesquera incluyendo carnadas, vísceras de peces y descarte de capturas no deseadas (Leck 1973, Cursach et al. 2018). Aunque el pelicano es un depredador generalista, la co-ocurrencia del evento El Niño y la sobreexplotación pesquera disminuyen sus recursos alimenticios (Zavalaga 2015). Los mayores niveles de bioacumulación de cobre y plomo en las muestras de pelicano podrían indicar que existe una mayor exposición ambiental del pelicano a metales pesados y sugiere que su estrategia de forrajeo, la cual está centrada en zonas costeras someras, podría llegar a estar vinculada a una mayor influencia de contaminantes de origen antropogénico, puesto que es posible que en los descartes de la actividad pesquera los pelicanos accedan a restos de peces pelágicos que se ubican en un nivel trófico superior comparado con sus presas costeras, lo que tendría como consecuencia ingerir alimento que con mayores niveles de bioacumulación de metales pesados. Sin embargo, esta teoría es especulativa por lo que se necesita estudios futuros

que evalúen que tipo de descarte está siendo ingerido por los pelicanos para poder validarla.

El guanay ocupa una posición intermedia en la acumulación de metales, con niveles moderados de Cu y Pb y una marcada variabilidad en Cd. Esta amplitud ecológica podría explicar la heterogeneidad registrada entre individuos. Por ejemplo, el guanay por lo general se sumerge a poca profundidad, con una profundidad media de 4 metros, pero pueden alcanzar hasta 32 metros, lo que les permite acceder a todo el rango de profundidades donde se encuentran los bancos de anchovetas (Zavalaga & Paredes, 1999). Suelen buscar alimento como camotillo (*Normanichthys crockeri*) y pejerrey (*Odontesthes regia*) cerca de la costa, generalmente a 1-3 km, lo que les permite acceder rápidamente a zonas ricas en presas (Zavalaga & Paredes, 1999).

El lile es una especie principalmente piscívora. Puede alimentarse de forma solitaria o en pequeñas bandadas cerca de la costa y en aguas poco profundas. Algunos registros para la Patagonia muestran que su dieta se compone de peces, moluscos, crustáceos, poliquetos y algas; siendo los peces la presa más utilizada, principalmente *Patagonotothen spp.* (*P. sima*, *P. cornucola*, *P. tesellata* y *P. canina*) durante el período no reproductivo y las sardinas *Sprattus fuegensis* y *Ramnogaster arcuata* durante el período reproductivo (ChileASP, 2019).

En el caso de la gaviota dominicana su dieta es muy variada, exhibiendo una gran plasticidad acorde a la disponibilidad y necesidad de recursos. Ésta incluye moluscos, peces, equinodermos, gusanos, artrópodos, reptiles, anfibios, aves y sus huevos, y mamíferos. Se ve beneficiada por fuentes antropogénicas por lo que frecuenta basurales, mataderos, emisarios de aguas servidas y es capaz de seguir barcos pesqueros. En el caso de Chile, durante la época reproductiva escogen principalmente peces por su valor energético, mientras que durante el resto del año su dieta es más variada (Ludynia et al. 2005).

Mientras que la dieta del petrel gigante antártico puede variar dependiendo de la localidad de sus colonias y la temporada (estival o invernal), pero en sus regurgitados se encuentran comúnmente restos de otras aves como pingüinos y petreles, mamíferos como focas y

lobos, asociado principalmente a hábitos carroñeros, además de peces, cefalópodos y crustáceos (ACAP, 2010).

6.1 ESTUDIOS PREVIOS

Las plumas son especialmente útiles para evaluar la exposición a metales pesados. Esto se debe a que los metales se translocan desde la sangre y se unen preferentemente a los grupos de azufre de las proteínas de queratina a medida que crecen las plumas (Burger, 1996; Burger & Gochfeld, 1997). Sin embargo, los metales sólo se trasladarán a las plumas en crecimiento porque, una vez maduras, la comunicación con el torrente sanguíneo se detiene. Esto tiene implicaciones relevantes para determinar el momento y el lugar de la exposición, especialmente en las aves migratorias (Sepúlveda & Gonzales, 2014).

En el estudio publicado por Sepúlveda & Gonzales (2014), se reportaron concentraciones de metales pesados en plumas de dos tipos de gaviota ambas recolectadas en Talcahuano. Una de las especies fue la gaviota dominicana, de la cual se informaron concentraciones promedio de $19.5 \mu\text{g/g} \pm 1.7$ correspondiente a Cu, $5.97 \mu\text{g/g} \pm 6.0$ de Pb y $0.03 \mu\text{g/g} \pm 0.04$ de Cd. La otra especie correspondió a la gaviota de Franklin (*Leucophaeus pipixcan*), donde se reportaron concentraciones de 4.20 ± 1.7 perteneciente a Cu, 2.57 ± 5.5 de Pb y 0.15 ± 0.20 de Cd.

Por otro lado, según García & Martínez en un estudio publicado el 2023 basado en concentración de metales pesados en plumas de lile en la bahía de Mejillones se reportó concentración de $17.44 \mu\text{g/g} \pm 1.18$ con respecto a Cu, $2.82 \mu\text{g/g} \pm 0.96$ de Pb y $1.49 \mu\text{g/g} \pm 0.37$ de Cd.

Recientemente fue publicado un estudio en el que se analizaron metales pesados en diferentes tejidos de aves marinas incluyendo plumas de ejemplares recolectados en la Bahía de Mejillones ubicada en el norte de Chile en la región de Antofagasta (Carretero et al. 2025). Este sitio es un claro ejemplo de los impactos de la contaminación en los ecosistemas marinos. La región forma parte del sistema de corrientes de Humboldt, uno de los sistemas marinos más productivos del mundo debido a su dinámica de afloración costera, que proporciona nutrientes esenciales para la vida marina, además de sostener una biodiversidad excepcional, incluidas importantes pesquerías comerciales, pero también se

enfrenta a una intensa presión antropogénica. En el estudio se documentaron concentraciones de 19.72 ± 3.82 de Cu con un máximo de $25.53 \mu\text{g/g}$ y un mínimo de $11.55 \mu\text{g/g}$, 0.60 ± 0.24 de Pb con un máximo de $1.11 \mu\text{g/g}$ y un mínimo de $0.22 \mu\text{g/g}$ y 0.24 ± 0.11 de Cd con un máximo de $0.50 \mu\text{g/g}$ y un mínimo de $0.07 \mu\text{g/g}$, correspondientes a plumas de cormorán guanay.

Considerando que los estudios sobre metales pesados en plumas de aves marinas son escasos en Chile, se realizó una comparación con resultados obtenidos en otras regiones del planeta y de diferentes especies de aves como por ejemplo el Golfo Pérsico en donde estudió la especie cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*) y se reportaron concentraciones de $9.11 \mu\text{g/g} \pm 2.15$ de Cu, $0.67 \mu\text{g/g} \pm 0.24$ de Pb y $0.02 \mu\text{g/g} \pm 0.02$ de Cd y Tasmania donde se estudiaron las plumas de la especie cormorán carpintero (*Phalacrocorax fuscescens*) y se informaron concentraciones de $12.1 \mu\text{g/g} \pm 3.1$ de Cu, $10.6 \mu\text{g/g} \pm 5.9$ de Pb y $1.7 \mu\text{g/g} \pm 1.2$ de Cd.

6.2 COMPARACIÓN DE RESULTADOS OBTENIDOS CON LOS ESTUDIOS PREVIOS

Los resultados obtenidos en este estudio revelan patrones diferenciados de acumulación de Cu, Pb y Cd entre las especies analizadas. En resumen, el Cu presentó las concentraciones más elevadas entre los tres metales, mientras que el Cd mostró los valores más bajos y relativamente más estables de los tres metales. Estas tendencias coinciden con lo reportado en otras investigaciones previas (Sepúlveda & Gonzales, 2014; García & Martínez, 2023; Carretero et al. 2025) donde el Cu suele ser uno de los metales más abundantes encontrados en aves marinas.

Comparando los valores registrados en este estudio con los estudios previos, se logran observar diferencias importantes tanto en magnitud como en la variabilidad entre especies. Por ejemplo, las concentraciones de Cu obtenidas en este estudio se ubican dentro del rango reportado en investigaciones realizadas en Chile y otras regiones del mundo. Sin embargo, tienden a ser menores que las reportadas recientemente en la bahía de Mejillones, donde se han registrado valores superiores ($11.55 - 25.53 \mu\text{g/g}$, Carretero et al. 2025) comparado con los valores de este estudio que no superan los $15 \mu\text{g/g}$. Cotejando

los resultados obtenidos con Sepúlveda y Gonzales (2014) estos también demuestran una disminución en los valores obtenidos, ya que el valor máximo registrado de Cu fue de $15\mu\text{g/g}$ y en el estudio previo es $19.5\mu\text{g/g} \pm 1.7$. de Esta diferencia podría ser atribuida a variaciones temporales en la disponibilidad del metal, a diferencias en los hábitos de alimentación entre especies o a diferencias en la intensidad de las fuentes de contaminación locales.

Los valores de Pb obtenidos también fueron menores a los reportados hace más de una década en Talcahuano (Sepúlveda & González, 2014). Esta diferencia podría reflejar mejoras en la regulación ambiental, cambios en las actividades antropogénicas o variaciones en los patrones de alimentación de las aves evaluadas considerando que el estudio de Sepúlveda & González (2014) consideró ejemplares de gaviota dominicana y gaviota de Franklin, lo cual difiere de las especies incluidas en el presente estudio y con sólo un ejemplar de gaviota dominicana. No obstante, los niveles de Pb encontrados en este estudio son comparables a los observados en la Bahía de Mejillones (Carretero et al., 2025).

Respecto al Cd, las concentraciones registradas en este estudio se encontraron en niveles intermedios al compararlas con estudios nacionales e internacionales. Aunque fueron superiores a las reportadas en investigaciones con gaviotas en Talcahuano (Sepúlveda & González, 2014), se encontraron por debajo de trabajos que han documentado mayores niveles de acumulación en ecosistemas más influenciados por actividades industriales o portuarias, como Tasmania o ciertos sectores del norte de Chile (García & Martínez, 2023).

En conjunto, los resultados del presente estudio lograron evidenciar que, si bien las concentraciones de metales pesados registradas se encuentran dentro de rangos previamente documentados, existen diferencias importantes que probablemente se deben a diversos factores, como las especies estudiadas, el sitio de recolección y variaciones temporales puesto que en los estudios previos las muestras fueron recolectadas en temporada de verano, al considerar que en este estudio no fue así, se puede inferir que la alimentación de las especies y el uso del hábitat podría ser diferente. El hecho de que

algunas de las especies estudiadas reporten niveles de metales comparables o incluso inferiores a los informados con anterioridad puede llegar a ser un indicio positivo con respecto a la disminución de algunas fuentes de contaminación. Sin embargo, nuestro número de muestras fue limitado, además las variaciones intraespecíficas observadas y las diferencias entre estudios subrayan la necesidad de continuar monitoreando de manera permanente estos elementos, especialmente en zonas donde la productividad marina y la presión antropogénica convergen de manera intensa.

7. CONCLUSIONES

No se detectaron evidencias visibles de muerte por pesca incidental en los cinco ejemplares completos recolectados, debido a la baja cantidad de muestras íntegras. Esta limitación metodológica impide conclusiones definitivas, pero sugiere que otras causas podrían dominar los varamientos en las playas estudiadas

La bioacumulación de Cu, Pb y Cd varía entre las especies analizadas. El Cu presentó las concentraciones más elevadas, con el pelícano registrando los niveles más altos, seguido de lile y guanay. Mientras que los otros dos metales analizados no presentaron diferencias significativas entre las especies. El Pb mostró niveles moderados, con mayor acumulación nuevamente en pelícano, mientras que el Cd presentó los valores más bajos y relativamente homogéneos, salvo la variabilidad observada en guanay.

Los resultados obtenidos en este estudio permiten indicar que la hipótesis planteada al inicio se cumple de manera parcial. Puesto que, si bien no se detectaron evidencias visibles de mortalidad asociada a pesca incidental en los ejemplares analizados, lo que impide confirmar este componente de la hipótesis. Por otro lado, los niveles de contaminantes son relativamente altos pero comparados con estudios previos evidencian una disminución, lo que respalda el uso de las aves marinas como bioindicadoras de la contaminación en ecosistemas costeros con alta presión antropogénica. Estas evidencias sugieren que, aunque no fue posible vincular directamente los varamientos con la pesca incidental, las aves marinas reflejan la exposición ambiental a contaminantes en la Región del Biobío.

Es por esto que, la presencia de actividad portuaria, pesquera e industrial en la región del Biobío, en conjunto con los antecedentes de contaminación histórica de los metales

pesados, indican que las aves marinas de esta zona continúan estando expuestas a múltiples amenazas y que siguen siendo un indicador sensible del estado ambiental costero. Los resultados de este estudio, aunque limitados por el número de ejemplares analizados si se comparan con estudios previos, demuestran la importancia de fortalecer los programas de monitoreo ambiental que puedan permitir detectar cambios en la calidad ambiental y mejorar las herramientas de gestión para poder anticipar impactos ecológicos mayores en áreas con fuerte presencia antropogénica.

8. BIBLIOGRAFÍA

Acampora, H., QA, Schuyler, KA, Townsend & BD, Hardesty. (2014). Comparing plastic ingestion in juvenile and adult stranded short-tailed shearwaters (*Puffinus tenuirostris*) in eastern Australia. *Marine Pollution* 78: 63-68.

ACAP- Acuerdo sobre la conservación de albatros y petreles. (2010). Evaluación de Especies por la ACAP: Petrel Gigante del Sur *Macronectes giganteus*. <https://acap.aq/es/resources/especies-acap/268-petrel-gigante-del-sur/file>

Adasme Martínez, L., & Suazo, C. G. (Eds.). (2020). Guía de identificación de Procellariiformes y otras aves marinas en las zonas de pesca del mar chileno. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).

Alcaíno, J., Mihovilovic, F., Díaz, F., Burgos, S., Moya, P., Ministerio del Medio Ambiente, & EnSoil Ambiental SpA. (2024). Remediación de sedimentos marinos en territorios con Programa de Recuperación Ambiental y Social (PRAS). In Informe Final (Rev. 2, pp. 2–166).

Banchón, T. G., & Vera, Y. S. (2018). Estudio de la población de pelícanos (*pelecanus occidentalis? pelecanus thagus*) y su relación con la pesquera de los sectores de la Carioca y Chulluype – Santa Elena.

Barbosa, A., De Mas, E., Benzal, J., Diaz, J.I., Motas, M., Jerez, S., & Garcia-Peña, F.J. (2013). Pollution and physiological variability in gentoo penguins at two rookeries with different levels of human visitation. *Antarctic Science*, 25(2), 329-338.

Boyd, I. L., Wanless, S. and Camphuysen, K., eds. (2006). Top predators in marine ecosystems: their role in monitoring and management. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Brothers, N. (1991). *Albatross* mortality and associated bait loss in the Japanese longline fishery in the southern ocean. *Biological Conservation* 55: 255-258.

Bruland, K. (1980). Oceanographic distribution of cadmium, zinc, nickel and copper in the north Pacific. *Earth and Planetary Sciences Letter* 47: 176-198.

Henao Bustamante, S. (2024). Intoxicación por plomo en ejemplar de *Spizaetus isidori* en el Bioparque Ukumarí. Trabajo de grado.

Burger, J. (1993). Metals in avian feathers: bioindicators of environmental pollution. *Revenviron toxicol*, 5, 203-311.

Burger J. (1996). Heavy metal and selenium levels in feathers of Franklin's Gulls in interior North America. *Auk* 113, 399-407.

Burger J, M Gochfeld. (1997). Age differences in metals in the blood of herring (*Larus argentatus*) and Franklin's (*Larus pipixcan*) gulls. *Arch Environ Contam Toxicol* 33, 436-440.

Burger, J., & Gochfeld, M. (2004). Marine birds as sentinels of environmental pollution. *EcoHealth*, 1(3), 263–274.

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.

Camphuysen KCJ. (1998). Beached bird surveys indicate decline in chronic oil pollution in the North Sea. *Marine Pollution Bulletin* 36: 519-526.

Camphuysen KCJ & M Heubeck. (2001). Marine oil pollution and beached bird surveys: the development of a sensitive monitoring instrument. *Environmental Pollution* 112: 443-461.

Cardoso, L.G., Bugoni, L., Mancini, P.L. & Haimovici, M. (2011). Gillnet fisheries as a major mortality factor of Magellanic penguins in wintering areas. *Marine Pollution Bulletin* 62: 840-844.

Carretero, J, García-Cegarra, A. M., & Martínez-López, E. (2025). Heavy metals and trace elements in a threatened population of guanay cormorants (*Leucocarbo bougainvillorum*) from an industrialized bay in the Humboldt Current System, Chile. *Journal of Trace*

Elements in Medicine and Biology: Organ of the Society for Minerals and Trace Elements (GMS), 92(127749), 127749. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2025.127749>

Chakraborty, S., Chakraborty, P., Hathorne, E., Sarkar, A., Linsy, P., Frank, M., & Nath, B. N. (2021). Evidence for increasing anthropogenic Pb concentrations in Indian shelf sediments during the last century. *Science of the Total Environment*, 760, 143833

ChileASP. (2019). Cormorán lile. En: Áreas Silvestres Protegidas de Chile. <http://www.chileasp.cl/cormoran-lile-2/>

Croxall JP., SHM Butchart., B Lascelles., AJ Stattersfield., B Sullivan., A Symes & P Taylor. (2012). Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International* 22: 1-34.

Cursach, J.A., J.R. Rau, S. Gelcich & J. Rodríguez-Maulén. (2018). Situación poblacional del Pelicano peruano (*Pelecanus thagus*) en Chile: Prospección inicial. *Ornitología Neotropical* 29: 77-89.

Departamento de Pesquerías, División de Administración Pesquera, & Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. (2023). Estado de la situación de las principales pesquerías chilenas, 2022.

Diamond, A. W., & Devlin, C. M. (2003). Seabird as indicators of changes in marine ecosystems: ecological monitoring on Machias Seal Island. *Environmental monitoring and assessment*, 88(1-3), 153-181.

Dias, M. P., Martin, R., Pearmain, E. J., Burfield, I. J., Small, C., Phillips, R. A., Yates, O., Lascelles, B., Borboroglu, P. G., & Croxall, J. P. (2019). Threats to seabirds: A global assessment. *Biological Conservation*, 237, 525-537. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.06.033>

Elliot, J. E. & Scheuhammer, A. M. (1997). Heavy Metal and Metallothionein Concentrations in Seabirds from the Pacific Coast of Canada. *Marine Pollution Bulletin*. V. 34, p.794-801.

- Favero, M., Blanco, G., García, G., Copello, S., Seco Pon, J.P., Frere, E., Quintana, F., Yorio, P., Rabuffetti, F., Cañete, G. & Gandini, P. (2011). Seabird mortality associated with ice trawlers in the Patagonian shelf: effect of discards on the occurrence of interactions with fishing gear. *Animal Conservation* 14: 131-139.
- Ferretti, C. B. (2022). Narrativas del acorralamiento. Identidad de Lugar en la Bahía de Coronel a partir de la Narratives of the cornering. Place identity in coronel bay from the productive reconversion Introducción El antropoceno, como era geológica-cultural en curso, no s (Vol. 1).
- Figueroa, M. (2004). Determinacion de metales trazas (Ni, Pb, Cr, Cu y As) en *Scirpus Californicus*. Tesis de pregrado, Universidad Austral de Chile.
- Gales, R., Brothers, N. & Reid, T. (1998). Seabird mortality in the Japanese tuna longline fishery around Australia, 1988-1995. *Biological Conservation* 86: 37-56.
- García-Cegarra, A. M., & Martínez-López, E. (2023). Metal concentrations in feathers of red-legged cormorants (*Phalacrocorax gaimardi*) and sources of plastic in a nesting colony from northern Chile. *Marine Pollution Bulletin*, 190(114817), 114817. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114817>
- González-Zevallos, D. & Yorio, P. (2006). Seabird use of discards and incidental captures at the Argentine hake trawl fishery in the Golfo San Jorge, Argentina. *Marine Ecology Progress Series* 316: 175-183.
- Guillén, V. (1990). Alimentación del pelícano o alcatraz (*Pelecanus thagus*) en la isla Macabí. *Boletín de Lima* 67: 85-88.
- Gupta, S. K., & Singh, J. (2011). Evaluation of mollusc as sensitive indication of heavy metal pollution in aquatic system: A review. *IIOAB Journal*, 2(1), 49–57.
- Hamel N, A Burger, K Charleton, P Davidson, S Lee, DF Bertram & JK Parrish. (2009). Bycatch and beached birds: assessing mortality impacts in coastal net fisheries using marine bird strandings. *Marine Ornithology* 37: 41-60.

Harris, R.J., FS, Tseng., MA, Pokras., BA, Suedmeyer., JSH, Bogart., RL, Prescott & SH, Newman. (2006). Beached bird surveys in Massachusetts: the Seabird Ecological Assessment Network (SEANET). *Marine Ornithology* 122: 115-122.

Hidalgo, M. (2017). Evaluación temporal del contenido de metales pesados en sedimentos de la bahía de Coronel, Chile. Seminario de Título. Universidad de Concepción.

Instituto de foment pesquero, IFOP. (2021). Informe final. Convenio de desempeño. 2-3.

Leck, C.F. (1973). Pelicans in the city of Lima, Peru. *Condor* 75:357.

Liu, J., Peng, A., Deng, S., Liu, M., Liu, G., & Li, C. (2021). Distribution of heavy metals and radionuclides in the sediments and their environmental impacts in Nansha Sea area, South China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 166(February), 112192. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112192>

Løkkeborg, S. (2011). Best practices to mitigate seabird bycatch in longline, trawl and gillnet fisheries - efficiency and practical applicability. *Marine Ecology Progress Series* 435: 285-303.

Ludynia, K. Garthe, S. Luna-Jorquera, G. (2005). "Seasonal and Regional Variation in the Diet of the Kelp Gull in Northern Chile," *Waterbirds*, 28(3), 359-365.

Luna-Jorquera, G., Fernández, C. E., & Rivadeneira, M. M. (2012). Determinants of the diversity of plants, birds and mammals of coastal islands of the Humboldt Current System: Implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 21, 13–32.

Mancera-Pineda, José E., Gavio, Brigitte, & Lasso-Zapata, Jairo. (2013). PRINCIPALES AMENAZAS A LA BIODIVERSIDAD MARINA. *Actualidades Biológicas*, 35(99), 111-133.

Melvin, E.F., Parrish, J.K. & Conquest, L.L. (1999). Novel Tools to Reduce Seabird Bycatch in Coastal Gillnet Fisheries. *Conservation Biology* 13: 1386-1397.

- Ministerio de Medio Ambiente (MMA). (2018). “Programa de Recuperación Ambiental y Social”. Recuperado de: <https://pras.mma.gob.cl/wpcontent/uploads/2019/11/PRAS-Coronel.pdf>
- Moore, K. y Barco, S. (2013). Handbook for recognizing, evaluating, and documenting human interaction in stranded cetaceans and pinnipeds. U. S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum.
- Nelson, B. (1978). The Sulidae: gannets and boobies (No. 154). Oxford University Press.
- Ochoa, E.P (2014). Aves silvestres como bioindicadores de contaminación ambiental y metales pesados. Revista CES Salud Pública, 5(1), 59.
- Olavarría, Y. A. (2007). Determinacion de trazas de cadmio en Cholga (*Aulacomya ater*), Chorito (*Mytilus chilensis*) y ostra chilena (*Ostrae chilensis*) en la zona de Chiloe (Hueihue)”. 1–117.
- Parra, S., Bravo, M. A., Quiroz, W., Querol, X., & Paipa, C. (2015). Distribution and pollution assessment of trace elements in marine sediments in the Quintero Bay (Chile). *Marine Pollution Bulletin*, 99(1–2), 256–263. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.066>
- Parrish J, N Bond, H Nevins, N Mantua, R Loeffel, W Peterson & J Harvey. (2007). Beached birds and physical forcing in the California Current System. *Marine Ecology Progress Series* 352: 275-288.
- Parsons, M., Mitchell, I., Butler, A., Ratcliffe, N., Frederiksen, M., Foster, S. and Reid, J. B. (2008). Seabirds as indicators of the marine environment. *ICES J. Mar. Sci.* 65: 1520–1526.
- Piatt, J. F., Sydeman, W. J. and Wiese, F. (2007). Introduction: a modern role for seabirds as indicators. *Marine Ecology Progress Series*. 352: 199–204.
- Schreiber EA. (2002). Climate and weather effects on seabirds. En: Schreiber EA & J Burger (eds). *Biology of marine birds*, pp. 179-207. CRC Press, Boca Raton.

Sepúlveda, M., & González-Acuña, D. (2014). Comparación de metales pesados de *Larus dominicanus* residente y *Leucophaeus pipixcan* migratorio recolectados en Talcahuano, Chile. Archivos de medicina veterinaria, 46 (2), 299-304. <https://dx.doi.org/10.4067/S0301-732X2014000200016>

Suhani, I., Sahab, S., Srivastava, V., & Singh, R. P. (2021). Impact of cadmium pollution on food safety and human health. Current Opinion in Toxicology, 27, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.cotox.2021.04.004>

Sullivan, B.J., Reid, T.A. & Bugoni, L. (2006). Seabird mortality on factory trawlers in the Falkland Islands and beyond. Biological Conservation 131: 495-504.

Tapia, J., Villagra, F., Bertrán, C., Espinoza, J., Focardi, S., Fierro, P., ... Vargas-Chacoff, L. (2019). Effect of the earthquake-tsunami (Chile, 2010) on toxic metal content in the Chilean abalone mollusc *Concholepas concholepas*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 169(August 2018), 418–424. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.040>

Tavares, S., Xavier, J. C., Phillips, R. A., Pereira, M. E., & Pardal, M. A. (2013). Influence of age, sex and breeding status on mercury accumulation patterns in the wandering albatross. *Diomedea exulans*. Environmental pollution, 181, 315-320.

Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012). Molecular, clinical and environmental toxicology Volume 3: Environmental Toxicology. En Molecular, Clinical and Environmental Toxicology (Vol. 101). <https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4>

Van Franeker J., C Blaize., J Danielsen., K Fairclough., J Gollan., N Guse., PL Hansen., M Heubeck., JK Jensen., G Le Guillou., B Olsen., KO Olsen., J Pedersen., EWM Stienen & DM Turner. (2011). Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. Environmental Pollution 159: 2609-2615.

Wang, X. N., Gu, Y. G., Wang, Z. H., Ke, C. L., & Mo, M. S. (2018). Biological risk assessment of heavy metals in sediments and health risk assessment in bivalve mollusks from Kaozhouyang Bay, South China. Marine Pollution Bulletin, 133(June), 312–319. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.059>

Watkins, B.P., Petersen, S.L. & Ryan, P.G. (2008). Interactions between seabirds and deep-water hake trawl gear: an assessment of impacts in South African waters. *Animal Conservation* 11: 247-254.

Weimerskirch, H., Capdeville, D. & Duhamel, G. (2000). Factors affecting the number and mortality of seabirds at- tending trawlers and long-liners in the Kerguelen area. *Polar Biology* 23: 236-249.

Zamora-Ledezma, C., Negrete-Bolagay, D., Figueroa, F., Zamora-Ledezma, E., Ni, M., Alexis, F., & Guerrero, V. H. (2021). Heavy metal water pollution: A fresh look about hazards, novel and conventional remediation methods. *Environmental Technology and Innovation*, 22, 101504

Zavalaga, C. B., & Paredes, R. (1999). Foraging behaviour and diet of the guanay cormorant. *South African Journal of Marine Science/Suid-Afrikaanse Tydskrif Vir Seewetenskap*, 21(1), 251–258.

Zavalaga, C.B., G. Dell’Omo, P. Becciu & K. Yoda. (2011). Patterns of GPS tracks suggest nocturnal foraging by incubating Peruvian Pelicans (*Pelecanus thagus*). *PLoS ONE* 6: e19966.

Zavalaga, C. B., Emslie, S.D., Estela, F.A., Muller, M. S., DELL’OMO, G. I. A. C. O. M. O., & Anderson, D. J. (2012). Overnight foraging trips by chick-rearing Nazca Boobies *Sula granti* and the risk of attack by predatory fish. *Ibis*, 154(1), 61-73.

Zavalaga, C.B. (2015). Índices para el inicio y cierre de las campañas de extracción de guano en la RNSIIPG (Especial atención a los aspectos reproductivos de las tres especies de aves guaneras y considerando como caso de estudio a la Isla *Guañape Sur*). Informe técnico Proyecto GEF Humboldt – UNDP. Lima, Perú. 125 p.

Zhou, J., Liang, J., Hu, Y., Zhang, W., Liu, H., You, L., ... Zhou, J. (2018). Exposure risk of local residents to copper near the largest flash copper smelter in China. *Science of the Total Environment*, 630, 453–461. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.211>

Zydelis, R., M, Dagys & G Vaitkus. (2006). Beached bird surveys in Lithuania reflect marine oil pollution and bird mortality in fishing nets. *Marine Ornithology* 34: 161-166.

Zydelis, R., Small, C & French, G. (2013). The incidental catch of seabirds in gillnet fisheries: A global review. *Biological Conservation* 162: 76-88.67.

9. ANEXO

9.1 FOTOGRAFÍAS DE EJEMPLARES INCOMPLETOS DE LOS CUALES SE RECOLECTARON PLUMAS



Cormoran Lile, Playa Rocuant, 13/08/25.



Gaviota dominicana, Playa Rocuant, 13/08/25.



Cormorán guanay, Playa Blanca, 23/08/25.



Cormorán guanay, Playa Blanca, 23/08/25.



Pelicano, Playa Blanca, 23/08/25.



Cormorán guanay, Playa Blanca, 30/08/25.



Cormorán guanay, Playa Blanca, 30/08/25.



Cormorán guanay, Playa Blanca, 30/08/25.



Cormorán guanay, Playa Blanca, 11/09/25.



Petrel gigante antártico, Playa Blanca, 11/09/25.



Pelicano, Playa Blanca, 11/09/25.



Cormorán guanay, Playa Blanca, 11/09/25.



Pelícano, Playa Rocuant, 25/10/25.