

Interacción de microplásticos con pingüinos *Pygoscelis papua* y *Pygoscelis adeliae* en una zona antártica especialmente protegida (Península Fildes, Isla Ardley)

Trabajo final de carrera

Licenciatura en Ciencias Biológicas

Facultad de Ciencias, Universidad de la República



Magdalena Pi

Tutora: Dra. Gissell Lacerot

Co-tutora: MSc. Evelyn Krojmal

2024

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero agradecer a Gissell y Evelyn por haberme orientado en esta etapa final de la carrera, y al equipo de AntarPlast por darme la oportunidad de participar en su proyecto.

También agradezco a las integrantes del tribunal, Lucía Ziegler y Ana Laura Machado, por sus aportes a este trabajo.

A Ana Laura Machado y Álvaro Soutullo, por brindarme los estómagos de los pingüinos traídos desde la Antártida, lo que hizo posible la realización de este estudio.

A Ivanna por haberme tenido en cuenta en tantas oportunidades, acompañándome y apoyándome en el mundo universitario en el que estaba adentrándome.

El gracias más inmenso para mamá y papá, las palabras nunca son suficientes para ellos, quienes me impulsaron a estudiar lo que me apasiona e hicieron que esto sea posible.

A mi hermano Nacho por ser mi compañero de vida.

A mi abuela Cecilia, es imposible agradecer tanto cariño, contención, cuidado. Nada sería lo mismo sin tu amor incondicional.

A mis amigos, en especial a Merce, Marti, Negra, Mela y Dani, por las charlas, risas, llantos, abrazos, consejos. La vida es mucho más hermosa con ustedes al lado.

ÍNDICE

RESUMEN.....	2
1. INTRODUCCIÓN.....	3
1.1 Contaminación plástica.....	3
1.2 Plásticos en La Antártida.....	3
1.3 Plásticos y las aves marinas.....	5
1.4 MPs en pingüinos.....	5
2. OBJETIVOS.....	7
2.1 Objetivo general.....	7
2.2 Objetivos específicos.....	7
3. HIPÓTESIS.....	7
4. MATERIALES Y MÉTODOS.....	7
4.1 Área de estudio.....	7
4.2 Especies a estudiar.....	9
4.3 Extracción y visualización de MPs.....	10
4.4 Controles de calidad y prevención de contaminación.....	13
4.5 Análisis de datos.....	15
5. RESULTADOS.....	16
5.1 Presencia de MPs en ejemplares de <i>P.papua</i>	19
5.2 Presencia de MPs en ejemplares de <i>P. adeliae</i>	20
6. DISCUSIÓN.....	22
6.1 Cantidad de MPs encontrados y comparación con estudios previos.....	22
6.2 Posibles vías de ingestión de los MPs.....	23
6.3 Categorización de los MPs.....	24
6.4 Impactos humanos en Isla Ardley.....	27
7. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS.....	28
8. BIBLIOGRAFÍA.....	29
9. ANEXO.....	35

RESUMEN

La contaminación por plásticos, especialmente por microplásticos (MPs), es una preocupación ambiental creciente a nivel global, incluso en ecosistemas remotos como la Antártida. Aunque históricamente ha sido considerada una región de bajo impacto humano gracias a las restricciones impuestas por el Tratado Antártico (1961), actualmente se ha constatado la presencia de MPs en agua, hielo, sedimento y fauna. Esta contaminación se asocia tanto a actividades humanas locales (logísticas-científicas, turísticas y de explotación de recursos pesqueros) como a mecanismos de transporte atmosférico y oceánico que podrían reflejar actividades regionales. En particular, se han detectado MPs en zonas antárticas especialmente protegidas (ZAEP), pudiendo afectar aves marinas que allí habitan. Entre ellas los pingüinos, especies clave del ecosistema antártico, han mostrado presencia de MPs en sus heces y tracto digestivo.

Este estudio evaluó la presencia de MPs en estómagos de pichones de *Pygoscelis papua* y *Pygoscelis adeliae* mediante un muestreo oportunista realizado en la ZAEP N.º 150 (Isla Ardley, 62°13'S, 58°54'O) durante dos campañas de verano (2020/2021 y 2021/2022). Se analizaron un total de 38 estómagos, caracterizando los MPs en el contenido y pared estomacal por tamaño, color, morfología y polímero. Se encontraron un total de 298 MPs en 37 de los 38 estómagos estudiados, con un promedio de 8 ± 7 MPs por individuo. La mayoría de los MPs correspondieron a fibras (99,3%), y los colores predominantes fueron negro (49%) y azul (42,6%). El análisis mediante ATR-FTIR confirmó que el 76% de las partículas analizadas (33 fibras, 11% del total de 298 partículas encontradas) eran polímeros antropogénicos, predominando la celulosa, seguida de los polímeros plásticos PET, PP, PEVA y acrílico.

En *P. papua*, la concentración de MPs fue mayor que en *P. adeliae* y se encontró una mayor acumulación de MPs en la pared estomacal que en el contenido, con diferencias significativas en ambas campañas. Además, hubo una correlación positiva y significativa entre el peso estomacal y la cantidad de MPs hallados, respaldada por un modelo de regresión lineal significativo. En *P. adeliae*, aunque la correlación entre peso estomacal y MPs fue alta (Pearson $r = 0.856$), no resultó significativa, probablemente debido al reducido tamaño muestral ($n = 4$).

Estos resultados refuerzan la necesidad de profundizar en el estudio de la distribución y efectos de los MPs en la biota antártica, especialmente en áreas protegidas que albergan colonias reproductivas de especies de alta importancia ecológica. Este estudio proporciona conocimientos fundamentales que contribuyen a comprender la problemática por plásticos abordando directamente objetivos y desafíos actuales del Sistema del Tratado Antártico.

Palabras clave: microplásticos, pingüinos, “Zona Antártica Especialmente Protegida”, Antártida.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Contaminación plástica

La contaminación plástica es uno de los problemas ambientales actuales que más preocupa a los científicos, responsables políticos y público en general (Bessa et al., 2019). Desde la década de 1950, la producción mundial de plásticos ha mostrado un crecimiento sostenido y exponencial debido a la versatilidad del material y a su bajo costo en comparación con alternativas como el vidrio, el papel o los metales (Andrady & Neal, 2009).

La producción mundial anual de plásticos ronda los 300 millones de toneladas, pero solo alrededor del 30% de este material se recicla, y el 22% de los desechos plásticos en el mundo se eliminan de manera inadecuada, terminando como residuos dispersos (Pellegrino et al., 2025). La naturaleza ligera y resistente de los plásticos favorece su dispersión, permitiendo que sean transportados por el viento, el agua y los organismos vivos a largas distancias (Andrady & Neal, 2009, Collins & Norton, 2024). Por lo tanto, esta gestión inadecuada de los residuos plásticos ha resultado en su acumulación significativa en el medio ambiente (Andrady & Neal, 2009, Pellegrino et al., 2025), estimándose cada año en más de 60 millones de toneladas, tanto en ambientes terrestres como marinos (Pellegrino et al., 2025). La mayor parte de estos desechos, hasta un 80%, proviene de fuentes terrestres, especialmente de áreas densamente pobladas o industrializadas. Estos provienen de la acumulación de basura, el uso masivo de bolsas plásticas y la inadecuada gestión de residuos, los cuales ingresan al mar principalmente a través de playas, ríos, descargas de aguas residuales y por el transporte mediante el viento (Derraik, 2002; Li et al., 2016, Le Guen et al., 2020). Además, existen fuentes marinas directas, como las derivadas de la pesca y embarcaciones (Derraik, 2002; Li et al., 2016), y miles de descargas en todo el mundo que vierten residuos plásticos en aguas costeras, los cuales posteriormente son transportadas hacia los océanos (Pellegrino et al., 2025).

Un aspecto de la contaminación plástica que ha recibido mayor atención en los últimos años es el de los microplásticos (MPs), definidos como partículas entre 5 mm y 1 μ m, los cuales se fabrican en ese rango de tamaño (*i.e.* MPs primarios: pellets, microbeads), o se originan a partir de la fragmentación de residuos plásticos más grandes (*i.e.* MPs secundarios) (Bessa et al., 2019). La contaminación por MPs se ha constatado en todos los océanos, desde los trópicos hasta los polos, incluido el Océano Austral (Waller et al., 2017). Su presencia en el medio ambiente representa una amenaza para numerosos procesos ecológicos al afectar la salud de organismos con roles ecológicos importantes (Ribeiro et al., 2024).

1.2 Plásticos en la Antártida

La Antártida ha sido un continente relativamente libre de perturbaciones y contaminación antropogénica, debido a que las actividades humanas se encuentran reguladas desde la existencia del Tratado Antártico en 1961, que establece al continente como un espacio preservado para la investigación científica y la coexistencia pacífica entre naciones (Waller et al., 2017; Kim et al., 2023). En línea con la preservación del continente establecida por el Tratado, en 1984 se creó la Convención para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCRVMA), la cual estableció en 1989 un Programa de Desechos Marinos enfocado

en el monitoreo y regulación de la basura marina generada por actividades pesqueras en el Área de la Convención (Barboza et al., 2019). Posteriormente, en 1991 se adoptó el Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente, que prohíbe actividades militares y explosiones nucleares, estableciendo medidas ambientales específicas. Este protocolo incluye cuatro anexos que entraron en vigor en 1998, abarcando la gestión de residuos, incluyendo los plásticos, y la prevención de la contaminación marina, y desde 2002 cuenta con un anexo específico para la protección y gestión de áreas protegidas (Kim et al., 2023). Más recientemente, desde 2018, un grupo de especialistas del Comité Científico de Investigación Antártica (SCAR) comenzó a estudiar la problemática de la contaminación por MPs, y esta cuestión fue abordada por primera vez en la Reunión Consultiva del Tratado Antártico de 2019 (Kim et al., 2023).

No obstante, en la actualidad este continente no se encuentra libre de contaminación por plásticos, ya que se han identificado aportes locales directos de buques pesqueros y turísticos, y bases científicas que actúan como fuentes de MPs en los sistemas marinos Antárticos (Kim et al., 2023), y también aportes desde latitudes más bajas a través de las corrientes oceánicas (Waller et al., 2017; Lozoya et al., 2022). Estudios en la zona de la Península Antártica han encontrado una concentración media de macro y MPs similar a la hallada en el 70 % de los océanos del mundo (Lacerda et al., 2019). Esto evidencia que la contaminación por MPs representa una amenaza emergente grave para la fauna antártica, ya que su característica de continente remoto sugiere que puede ser más sensible a los daños provocados por esta contaminación (Pellegrino et al., 2025).

En la Península Fildes (Isla Rey Jorge/25 de Mayo) la presencia de MPs ha sido evidenciada en diversos ambientes. Lozoya et al. (2022) reportaron la acumulación de pellets plásticos en playas de la isla. De forma complementaria, González-Pleiter et al. (2021) registraron MPs en la zona de ablación del glaciar Collins, los cuales podrían transportarse con el deshielo hacia otros ambientes. Asimismo, Perfetti-Bolaño et al. (2022) documentaron la presencia de fragmentos y fibras plásticas en suelos y sedimentos intermareales. Además, Krojmal (2021) reportó densidades elevadas de MPs en la bahía Collins, mientras que De Feo (2021) constató su presencia en dos arroyos de deshielo de la Isla Rey Jorge, evidenciando que los cuerpos de agua dulce pueden actuar como vías de transporte de plásticos hacia el mar.

La Antártida además posee varias zonas antárticas especialmente protegidas (ZAEP), las cuales tienen el objetivo de proteger valores científicos, estéticos, históricos o naturales sobresalientes, y están incluidas en el Tratado Antártico. Algunas de ellas albergan una alta diversidad de especies de aves que conforman colonias reproductivas muy importantes (Raslan, 2023). Aunque las ZAEPs pueden ser visitadas con permiso y sólo se permiten en ellas actividades científicas que no pongan en peligro los valores protegidos, ya se ha reportado la presencia de desechos plásticos tanto en agua (González-Pleiter et al., 2020) como en la biota (Kim et al., 2023).

1.3 Plásticos y las aves marinas

En la última década ocurrió una proliferación de investigaciones científicas sobre la presencia de MPs en organismos marinos y terrestres antárticos (Bargagli & Rota, 2023). Esta presencia de partículas plásticas supone un riesgo para la fauna marina regional, ya que, como resultado de sus adaptaciones a un entorno severo y aislado, los organismos marinos polares pueden ser más sensibles a las perturbaciones antropogénicas en comparación con aquellos de latitudes más bajas, debido a tasas de crecimiento y desarrollo más lentas, débiles diferenciaciones genéticas y una flexibilidad fisiológica reducida, entre otros factores (Bargagli & Rota, 2023).

Más de 100 especies de aves marinas habitan las regiones polares (BirdLife International Datazone, 2020), y desde el primer reporte de la presencia de plásticos en los estómagos de aves marinas que nidifican en la Antártida hace más de 35 años (Van Franeker & Bell, 1988), al menos 13 especies han sido reportadas con ingestión de MPs (Lenzi et al., 2022).

1.4 Microplásticos en pingüinos

Los pingüinos actúan como centinelas del medio marino, ya que los cambios en sus poblaciones reflejan las alteraciones en el ecosistema oceánico (Boersma, 2008). Además, dado que su rango geográfico de alimentación se ve sustancialmente restringido al regresar a un sitio fijo para incubar y criar pichones, sus colonias deben ubicarse próximas a áreas de alta productividad marina, lo que los convierte en importantes indicadores ambientales (García & Frere, 2017). Por lo tanto, cuando sus colonias se asientan en zonas costeras, estos organismos pueden ser especialmente susceptibles a la contaminación por plásticos.

Estudios realizados en diferentes especies de pingüinos han observado la presencia de MPs en excretas, con concentraciones que varían según la especie y el sitio de muestreo (Pellegrino et al., 2025). En particular, en la Antártida se han registrado MPs en *Pygoscelis papua* (pingüino Papúa), *Pygoscelis adeliae* (pingüino Adelia), *Pygoscelis antarcticus* (pingüino Barbijo) y *Aptenodytes patagonicus* (pingüino Rey) (Bessa et al., 2019; Le Guen et al., 2020; Fragão et al., 2021). Por ejemplo, Bessa et al. (2019) encontraron MPs en 20% de las muestras de heces de *P. papua* colectadas en las Islas Bird y Signy en el Mar de Scotia, mientras que Le Guen y colaboradores (2020) registraron microfibras en el 77% de las muestras de *A. patagonicus* adultos en la isla subantártica Hound Bay, Georgia del Sur. Por su parte, Fragão et al. (2021) analizaron heces de *P. papua*, *P. antarcticus* y *P. adeliae* a lo largo de la Península Antártica y el Mar de Scotia, detectando partículas antropogénicas en el 29% de las muestras, sin diferencias significativas en el número de partículas entre las tres especies de pingüinos. Además, un estudio reciente sobre *P. adeliae* demostró la presencia de MPs no solo en excretas, sino también en varios tejidos (tracto gastrointestinal, pulmones, tráquea) (Bhattacharjee et al., 2024), lo que pone de relieve la posible bioacumulación de MPs (Pellegrino et al., 2025).

El riesgo de exposición a MPs puede ocurrir en distintos estadios del ciclo de vida, desde pichones hasta adultos. Los pingüinos alimentan a sus pichones mediante la regurgitación de alimento parcialmente digerido, conocido como “leche de buche”, una secreción rica en nutrientes producida en el esófago (Bhattacharjee et al., 2024). Este comportamiento, esencial

para la supervivencia de las crías, podría también facilitar la transferencia temprana de MPs a los pichones (Bhattacharjee et al., 2024).

Por otro lado, la ingestión de MPs en los pingüinos adultos podría ser directa, o indirecta a través de su dieta. En el caso de los pingüinos del género *Pygoscelis*, como *P. papua* y *P. adeliae* presentan un marcado solapamiento trófico, siendo el krill antártico (*Euphausia superba*) su principal presa (Savigny, 2021). *Euphausia superba* es una especie clave en las redes alimentarias antárticas, estimándose que 52 millones de toneladas son consumidas por vertebrados cada año, y representando alrededor del 82 % de la dieta de las aves marinas (Wilkie Johnston et al., 2023). Estudios como Wilkie Johnston et al. (2023) y Bhattacharjee et al. (2024) han detectado la presencia de MPs, principalmente fibras, en el krill. Por lo tanto, la ingestión de krill puede causar efectos de biomagnificación en estas aves, desencadenando una serie de impactos negativos en la cadena alimentaria antártica (Hill et al., 2006; Lv et al., 2024).

La información sobre la presencia de MPs en pingüinos en ZAEPs es aún limitada. El estudio de Kim et al. (2023) es el único que analiza la presencia de MPs en el contenido gastrointestinal de pingüinos en una ZAEP. Su área de estudio fue Narębeski Point (ZAEP 171) en la Isla Rey Jorge y registraron la presencia de 378 MPs de diferentes tipos en el tracto gastrointestinal (TGI) de pichones de *P. papua*, con un promedio de 27.00 ± 25.28 MPs/individuo. Los autores afirman que allí los pingüinos adultos alimentan a sus crías principalmente con krill antártico y que el medio más probable de ingestión de MPs de los pichones de *P. papua* es la transferencia a través de alimentos.

Si bien la evidencia disponible confirma la presencia de MPs en diferentes especies de pingüinos, aún persiste una falta de información sobre su consumo en varias regiones antárticas, incluidas las ZAEPs, lo que resalta la necesidad de estudios adicionales para comprender mejor el grado de exposición y los impactos de los MPs en estos ecosistemas.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Evaluar la presencia y características de los MPs en los estómagos de pingüinos *Pygoscelis papua* y *Pygoscelis adeliae* provenientes de la Zona Antártica Especialmente Protegida N°150 (Isla Ardley, Antártida).

2.2 Objetivos específicos

- I. Extraer, identificar y caracterizar los MPs presentes en los estómagos de las dos especies de pingüinos.
- II. Evaluar cómo los MPs ingeridos se relacionan con factores biológicos (especie, tamaño del estómago, cantidad de contenido estomacal) y temporales (años).

3. HIPÓTESIS

La ingestión de MPs por parte de ambas especies estará determinada por su dieta, la disponibilidad de MPs en el ambiente, y la capacidad estomacal de los individuos.

Las concentraciones de MPs en los estómagos de las especies estudiadas se espera sean similares a las encontradas en estudios previos realizados en las mismas especies, sin diferencias significativas entre las especies estudiadas, debido a las similitudes en su dieta.

Además, los individuos con estómagos más grandes o con mayor contenido estomacal, acumularán mayor cantidad de MPs.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Área de estudio

La Península Fildes, situada en el extremo suroeste de la Isla Rey Jorge/25 de Mayo, forma parte del archipiélago de las Islas Shetland del Sur, y constituye uno de los principales y más accesibles centros logísticos en la Península Antártica (Convey, 2020). En esta zona se concentran actividades científicas y turísticas que con frecuencia se superponen en espacio y tiempo, y que, junto con la presencia de seis estaciones antárticas permanentes y la construcción de un aeropuerto por parte de Chile, han convertido al área en un importante punto estratégico para la Península Antártica (Braun et al., 2012). El turismo en la Antártida ha aumentado en las últimas décadas, siendo la Bahía Maxwell una escala habitual para los buques de expedición (Braun et al., 2025). La concentración de estaciones y la diversidad de actividades humanas en la región de Fildes han generado múltiples impactos ambientales (Braun et al., 2012).

Al mismo tiempo, el área se caracteriza por una biodiversidad relativamente alta y alberga dos ZAEPs (N.º 125 Península Fildes y N.º 150 Isla Ardley, Bahía Maxwell, Isla Rey Jorge (Braun et al., 2012)), así como diversos valores históricos (Convey, 2020).

Las muestras analizadas en este estudio fueron obtenidas en Ardley, una pequeña isla que se encuentra ubicada al este de la Península Fildes, en la costa sudoeste de la Isla Rey Jorge, y se conecta a la Península mediante un istmo que permanece sumergido durante la marea alta (Soutullo et al., 2024) (Fig. 1). Debido a su alta biodiversidad y su importancia para la conservación, Ardley ha sido designada como una ZAEP (ZAEP No.150) en el Tratado Antártico (Soutullo et al., 2024; Anzibar et al., 2025), y es también considerada una IBA (Important Bird Area) (Raslan, 2023). La proximidad de la isla a la Península Fildes, una de las áreas más pobladas de la Antártida, ha incrementado la preocupación por el impacto humano en este punto ecológico crítico (Anzibar et al., 2025), y actualmente presenta una de las puntuaciones más altas de impacto acumulativo en la región (Gao et al., 2021).

La Isla Ardley es un lugar de reproducción importante para una comunidad diversa de aves marinas, incluidos pingüinos, petreles, gaviotines y skuas (Bresesti, 2020). También recibe visitas de mamíferos marinos como focas cangrejas, focas de Weddell, lobo marino antártico, elefantes marinos e incluso focas leopardo, que acuden a la isla para alimentarse o mudar su pelaje (Anzibar et al., 2025). Esta isla también presenta una notable diversidad de plantas, con alrededor de 250 especies de líquenes, 130 de musgos e incluso una especie de planta vascular (Anzibar et al., 2025). Además, es uno de los pocos lugares en la Antártida donde las tres especies de pingüinos del género *Pygoscelis* se reproducen en simpatria (Braun et al., 2017). Entre ellas, destacan particularmente las colonias de *P. papua* y *P. adeliae*, siendo más grande la primera (Soutullo et al., 2024). La principal amenaza para los pingüinos de este género es la foca leopardo, la cual puede capturar numerosos individuos en poco tiempo (Ainley & Wilson, 2023). Las orcas depredan ocasionalmente sobre pingüinos, aunque con menor impacto poblacional y los pichones son presa frecuente de skuas y petreles gigantes, sobre todo durante la temporada reproductiva (Ainley & Wilson, 2023; Russell & Hermanson, 2025).

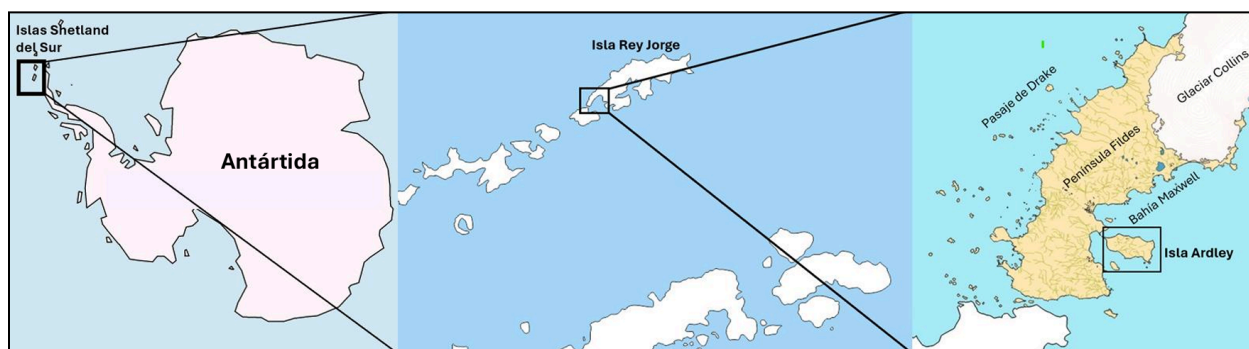


Figura 1. Ubicación de la Isla Ardley en el sector suroeste de la Isla Rey Jorge/25 de Mayo, en la Península Fildes, perteneciente a las Islas Shetland del Sur en la Antártida.

4.2 Especies objeto de estudio

Para el presente estudio, se trabajó con estómagos de pichones de *P. papua* y *P. adeliae* (Fig. 2), los cuales fueron obtenidos mediante una colecta oportunista de individuos muertos en la Isla Ardley.

Los *P. papua* tienen la capacidad de modificar su dieta estratégicamente (Miller et al., 2009; Savigny, 2021). Su principal presa es el krill antártico, aunque también consumen peces en menor proporción (Miller et al., 2009; Juárez et al., 2016). Otras presas, como otros eufáusidos —principalmente *Thysanoessa macrura*—, anfípodos y calamares, se registran sólo en muy baja proporción en su dieta (Miller et al., 2009; 2010; Savigny, 2021; Ainley & Wilson, 2023). Son una especie no migratoria y permanecen cerca de sus colonias reproductivas durante el invierno, lo que les permite evaluar las condiciones ambientales locales en el sitio de reproducción y, de este modo, lograr una mayor flexibilidad para ajustarse a dichas condiciones (Machado-Gaye et al., 2025). Se estima que existen 387.000 parejas de *P. papua* encontradas en unos pocos cientos de colonias en 12 ubicaciones de la Antártida. Estas colonias son generalmente pequeñas e incluyen no más de unos pocos miles de parejas (Savigny, 2021). En la Isla Ardley se han contabilizado 7704 parejas reproductoras en la temporada 2023/24, según el estudio de Soutullo et al. (2024).

Por otro lado, *P. adeliae* presenta casi 4 millones de parejas reproductoras alrededor de la Antártida y es una de las especies de depredadores más importantes y mejor estudiadas en el Océano Austral (Ancel et al., 2013; Lynch & LaRue 2014; Machado-Gaye et al., 2024). Esta especie migra largas distancias hacia sus hábitats invernales (Zaldúa et al., 2024), lo que impide respuestas fenológicas ajustadas frente a los cambios en las condiciones locales de los sitios de reproducción (Machado-Gaye et al., 2025). Al igual que *P. papua*, se alimenta principalmente de krill antártico, mientras que los peces aparecen en muy baja proporción en su dieta (Juárez et al., 2016). Según Braun et al. (2017), el número de parejas reproductoras de *P. adeliae* ha disminuido en más del 30% desde que comenzaron los conteos en 1980, alcanzando un mínimo de 184 parejas reproductoras en la temporada 2022/2023 según el estudio de Machado-Gayo et al. (2024). El éxito reproductivo de *P. adeliae* y *P. papua* que anidan en la Isla Ardley está influenciado por una combinación de características de su historia de vida, las condiciones meteorológicas y la disponibilidad de alimento durante la temporada de cría (Machado-Gaye et al., 2025). En general, el declive poblacional de *P. adeliae* se ha relacionado estrechamente con cambios en la biomasa del krill antártico, mientras que *P. papua* se considera que tiene estrategias de forrajeo más generalistas y un nicho trófico flexible (Polito et al., 2015; Herman et al., 2017; McMahon et al., 2019). Es por esto que *P. adeliae* se ha considerado una especie indicadora, siendo altamente sensible a los cambios del ecosistema marino (García & Frere, 2017).

Se obtuvieron un total de 38 muestras de estómagos, todas correspondientes a pichones. De estas, 32 pertenecieron a la campaña de verano 2020/2021, de las cuales 28 fueron de *P. papua* y 4 de *P. adeliae*. Las 6 muestras restantes correspondieron a la campaña 2021/2022 y todas estas pertenecieron a *P. papua*. Para cada ejemplar los estómagos fueron extraídos, etiquetados según especie y año, y congelados hasta su posterior análisis en laboratorio. Cada muestra fue descongelada en heladera previo a su procesamiento en laboratorio.



Figura 2. Imágenes de las dos especies de pingüinos estudiadas: a la izquierda un ejemplar adulto de *Pygoscelis papua* con sus dos crías y a la derecha un ejemplar adulto de *Pygoscelis adeliae*. Fotografías tomadas por Evelyn Krojmal.

4.3 Extracción y visualización de MPs

La metodología constó de siete pasos principales (Fig. 3): medición de peso, largo y ancho y apertura del estómago con bisturí, separación de la pared del estómago de su contenido; digestión con KOH al 10% a 40 °C durante 24 a 72 horas; digestión con H₂O₂ a temperatura ambiente durante 3 a 5 días; filtración del material con un tamiz de 100 µm utilizando agua Milli-Q; visualización de las partículas retenidas bajo lupa; descripción de los MPs según su forma, color y tamaño, e identificación polimérica.

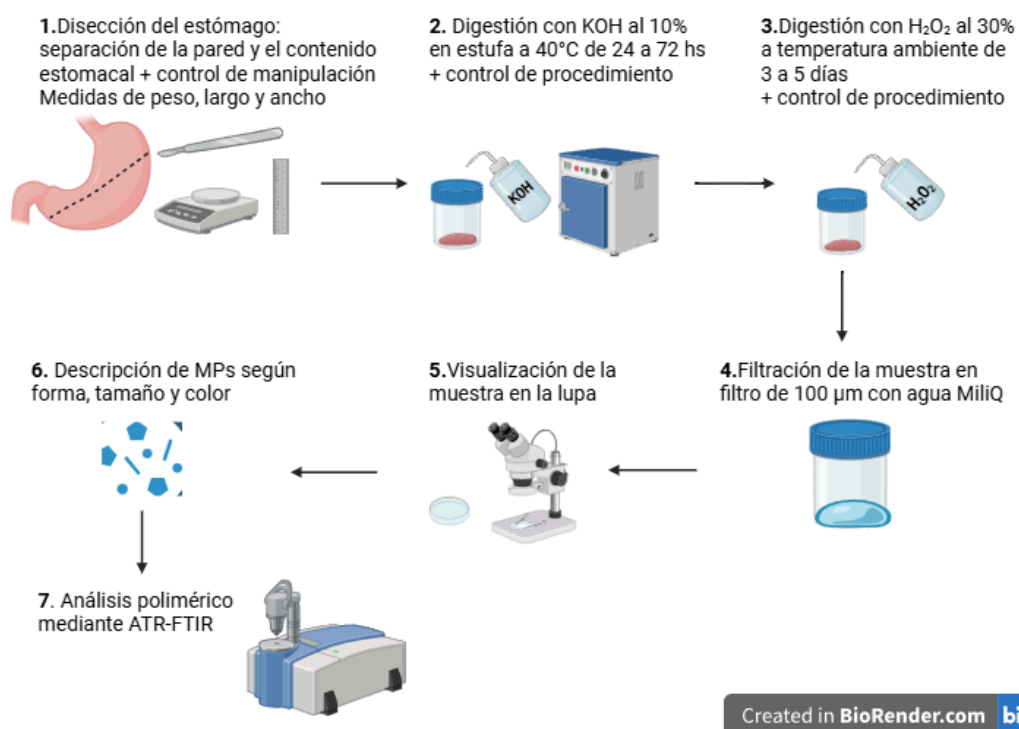


Figura 3. Esquema de la metodología utilizada.

Todo el material y las superficies que se utilizaron fueron previamente lavados: las superficies se limpiaron con alcohol para facilitar su rápido secado, y los materiales de laboratorio se enjuagaron con agua Milli-Q, sin utilizar papel para su secado. Tras el lavado, el material fue etiquetado y cubierto con papel de aluminio hasta su uso. Se priorizó el uso de vidrio y metal sobre otros materiales. Además, se trabajó con los equipos de aire acondicionado apagados, y ventanas y puertas cerradas, para minimizar la circulación de partículas en el ambiente.

Los estómagos descongelados se pesaron y se registraron sus longitudes y anchos máximos (Fig. 4A). Posteriormente fueron procesados bajo campana de flujo laminar. En primer lugar, fueron lavados con agua mili-Q para eliminar posibles MPs externos. Luego, se realizó un corte con un bisturí para separar la pared del estómago de su contenido (Fig. 4B). A continuación, se pesó el contenido estomacal por separado. Finalmente, tanto el contenido como la pared del estómago se digirieron por separado según metodología adaptada de Kim et al. (2023).

Durante todo el procedimiento se utilizaron guantes y túnica, precauciones especialmente importantes en las etapas que involucraron hidróxido de potasio (KOH), debido a su poder corrosivo.

Para preparar la solución de KOH al 10%, se pesaron 117,49 gramos de KOH en forma de escamas y se agregaron a una probeta aforada de 1 litro que contenía agua Milli-Q. La disolución se realizó sobre un plato calefactor con agitación magnética (utilizando una barra de agitación magnética) y se mantuvo tapada durante todo el proceso. Antes de su uso, la solución fue filtrada mediante una malla de 50 μm .

Tanto el estómago como el contenido estomacal se colocaron en frascos de vidrio individuales, donde se añadió la solución de KOH al 10% en una proporción 1:4 (muestra:solución) (Fig. 4C). Estos frascos fueron tapados con papel aluminio para evitar contaminación externa y se mantuvieron a una temperatura de 40 °C durante un mínimo de 24 horas y hasta 72 horas, dependiendo de la cantidad de material orgánico presente.

Una vez finalizado el tiempo establecido para la digestión con KOH, las muestras se retiraron de la estufa y se dejaron enfriar a temperatura ambiente (Fig. 4E). Este paso fue indispensable antes de proceder a una segunda digestión con peróxido de hidrógeno (H_2O_2), debido a la naturaleza exotérmica de esta reacción. La solución de H_2O_2 al 30% fue filtrada con una malla de 50 μm antes de su uso, con el fin de eliminar posible contaminación por MPs presentes en el peróxido.

Las muestras se transfirieron a frascos de aproximadamente 3 litros, dejando al menos la mitad del volumen libre para evitar desbordamientos durante la reacción. Según el volumen de la muestra, se añadieron alrededor de 50 ml de H_2O_2 (Fig. 4F). En aquellas con alta carga de materia orgánica, esta cantidad se ajustó o la muestra se dividió en varios frascos, para evitar desbordamientos. Para controlar este efecto, la adición se realizó gradualmente en volúmenes de 1 a 5 ml. Cuando se anticipó una reacción intensa, la muestra se enjuagó previamente con agua Milli-Q. Finalmente, los frascos se cubrieron con papel de aluminio y se dejaron reposar unos minutos en la mesada para verificar que la formación de espuma no superara la capacidad del recipiente. Las muestras se mantuvieron en digestión con H_2O_2 a temperatura ambiente durante un período de 3 a 5 días.

El siguiente paso consistió en filtrar la muestra utilizando un filtro de 100 μm . Todo el material retenido en este filtro se enjuagó con agua Milli-Q y se transfirió a un frasco de vidrio, que posteriormente se tapó para su almacenamiento y análisis posterior (Fig. 4G).

Luego, lo obtenido se analizó con un estereomicroscopio Nikon SMZ745 con aumento de 2.5 \times (Nikon Corporation, Tokio, Japón) (Fig. 4H). Este instrumento fue útil para la detección de partículas plásticas con tamaños menores a 5 mm y mayores a 0,1 mm. Se visualizó la muestra en una placa de Petri con la tapa cerrada y al identificar un MP, se procedió a describir sus características en cuanto a forma, color y tamaño, así como también se categorizó según Viršek et al. (2016) y el protocolo de GESAMP (Kershaw et al., 2019), además de ser fotografiado. Las fotografías fueron tomadas con microscopio óptico Nikon Eclipse 50i (Type 104), equipado con filtro de luz polarizada (Nikon Corporation, Tokio, Japón) y cámara digital acoplada, junto con el software de análisis de imagen Micrometrics Standard Edition Premium 2000–2009 (Accu-Scope Inc., Nueva York, [EE.UU.](#)). Una vez registrados estos datos, el ítem fue extraído a una placa de Petri con un filtro GF/C para su almacenamiento hasta el análisis polimérico.

Las fibras transparentes debieron ser descartadas del análisis. Esto se debió a que luego del proceso de digestión permanecieron abundantes restos quitinosos de krill, los cuales tenían una fuerte semejanza con posibles fibras plásticas transparentes y que por lo tanto podrían confundirse con ellos.

La confirmación de la naturaleza plástica de cada partícula, se realizó mediante espectroscopía de Infrarrojo por Transformada de Fourier con Reflectancia Total Atenuada (ATR-FTIR) en un espectrómetro Shimadzu IRSpirit, operado mediante el software LabSolution IR (Shimadzu Corporation). Esta técnica mide la absorción de luz infrarroja por una muestra en contacto con un cristal de alto índice de refracción. La radiación infrarroja interactúa con la muestra en la interfaz cristal-muestra, donde parte de la luz es absorbida y el resto se refleja. El análisis del espectro infrarrojo resultante proporciona información sobre la estructura molecular, la composición y las propiedades químicas de las partículas analizadas.

Para que las partículas pudieran ser identificadas efectivamente como polímeros plásticos se estableció un umbral mínimo del 70% de coincidencia entre los espectros obtenidos y los de la base de datos (categoría “Plásticos $\geq 70\%$ ”; Villanova-Solano et al., 2022). Sin embargo, aquellos polímeros plásticos de menor coincidencia fueron igualmente registrados, pero como una categoría aparte (“Plásticos 50%-70%”) ya que muchos plásticos antiguos pueden tener porcentajes de coincidencia bajos debido a los procesos de envejecimiento que sufren en el ambiente (Cai et al., 2019; Suaria et al., 2020). Además, se incluyó la categoría celulosa, que incluyó a todas aquellas microfibras sintéticas o semisintéticas celulósicas de origen antropogénico, que no se identificaron estrictamente como plástico, pero tienen un origen claro antropogénico debido a su coloración no natural. También se determinó un nivel de alta coincidencia (“sintéticos celulósicos $\geq 70\%$ ”) y uno de menor coincidencia (“sintéticos celulósicos 50%-70%” ; Villanova-Solano et al., 2022).

4.4 Controles de calidad y prevención de contaminación

Se implementaron controles procedimentales de laboratorio para asegurar resultados de alta calidad y prevenir la sobreestimación de las densidades de MPs debido a contaminación externa (Prata et al., 2020; 2021; Noonan et al., 2023), especialmente por fibras presentes en el ambiente. Se utilizaron los controles sugeridos en Kim et al. (2023).

Como control de manipulación, durante la apertura del estómago y separación de la pared del estómago y el contenido estomacal, se utilizó una caja de Petri con agua Milli-Q. Esta caja estuvo presente durante todo el proceso de transferencia a los respectivos frascos, y posteriormente fue observada bajo la lupa para descartar posibles contaminaciones ocurridas durante la manipulación del estómago. Esta fase fue además realizada bajo cámara de flujo, sin circulación de aire.

Como control de procedimiento, se prepararon tres frascos adicionales sin muestra, a los cuales se les añadió la misma solución de KOH o H₂O₂ en las mismas condiciones que las muestras, con el objetivo de detectar posibles contaminaciones externas (Fig. 4D).

Las fibras que aparecieron en los frascos de control de manipulación y de digestión fueron consideradas: aquellas que coincidían en color y presentaban un tamaño similar ($\pm 0,2$ mm) a las encontradas en las muestras fueron descartadas del conteo final. En estos casos, se descontó del total de MPs en la muestra la misma cantidad de fibras que apareció en los controles, asumiendo que correspondían a contaminación ambiental durante el procedimiento (Anexo; Tabla 2 y 3).



Figura 4. A) Estómago completo de un ejemplar de *Pygoscelis papua*, antes de ser abierto para separar la pared del estómago del contenido estomacal, junto a una regla (en centímetros) para referencia de escala. B) Estómago abierto bajo la campana de flujo laminar. C) A la izquierda se observa el contenido estomacal, y a la derecha la pared, ambos se encuentran en KOH, bajo la cámara de flujo, antes de colocarlos en la estufa. D) Tres frascos control. E) Muestras de pared del estómago y contenido estomacal tratadas con KOH, después de haber estado en la estufa durante 72 horas. F) Reacción de la muestra post digestión con KOH al agregarle H_2O_2 . G) Muestras ya filtradas y enjuagadas con agua MiliQ. H) Mesada de trabajo con lupa, caja de Petri tapada con la muestra y caja de Petri con filtro GF/C para almacenar los MPs.

4.5 Análisis de datos

Las concentraciones totales de MPs, diferenciadas por forma, tamaño y color, fueron expresadas en función del peso total, del peso de la pared del estómago y del peso del contenido estomacal. Para cada campaña y especie se calculó el promedio de MPs por gramo (MPs/g) considerando estas tres medidas. Asimismo, se evaluó la relación entre la cantidad total de MPs y el tamaño del estómago completo, estómago, o contenido estomacal.

Para cada especie, la información se representó mediante diagramas de caja y bigote (boxplots) para las concentraciones de MPs, histogramas para la distribución de tamaños de MPs en ambos años, y diagramas de sectores para la proporción de colores, discriminados por campaña.

Se analizaron las diferencias en la concentración de MPs entre las especies y entre las diferentes campañas. Primero, se verificó la normalidad y homogeneidad de varianzas de los datos mediante la prueba de Shapiro-Wilk (para normalidad) y la prueba de Levene (para homogeneidad de varianzas). Si los datos cumplían con los supuestos de normalidad, se aplicó la prueba *t* de Student con corrección para tamaños desiguales. En caso contrario, se empleó la prueba de Mann-Whitney U. Adicionalmente, se realizaron análisis de correlaciones (Pearson o Spearman según la distribución de los datos) y regresiones lineales simples para explorar la relación entre las concentraciones de MPs y las variables morfométricas de los estómagos (peso, largo y ancho). También se realizó un modelo lineal generalizado para evaluar la cantidad de MPs en función del peso total y del año de la campaña. En todos los casos se consideraron significativos los valores de $p < 0,05$. Estos análisis se realizaron en el programa R versión 4.5.0 (R Core Team, 2024).

5. RESULTADOS

En total, se identificaron 298 MPs en las muestras analizadas. De los 38 estómagos examinados, considerando tanto el análisis de la pared del estómago, como el contenido estomacal, 37 presentaron MPs, con un promedio de 8 ± 7 MPs por individuo. Del total de MPs encontrados, 296 (99,3%) correspondieron a fibras y únicamente 2 (0,7%) a fragmentos (Fig 5.)

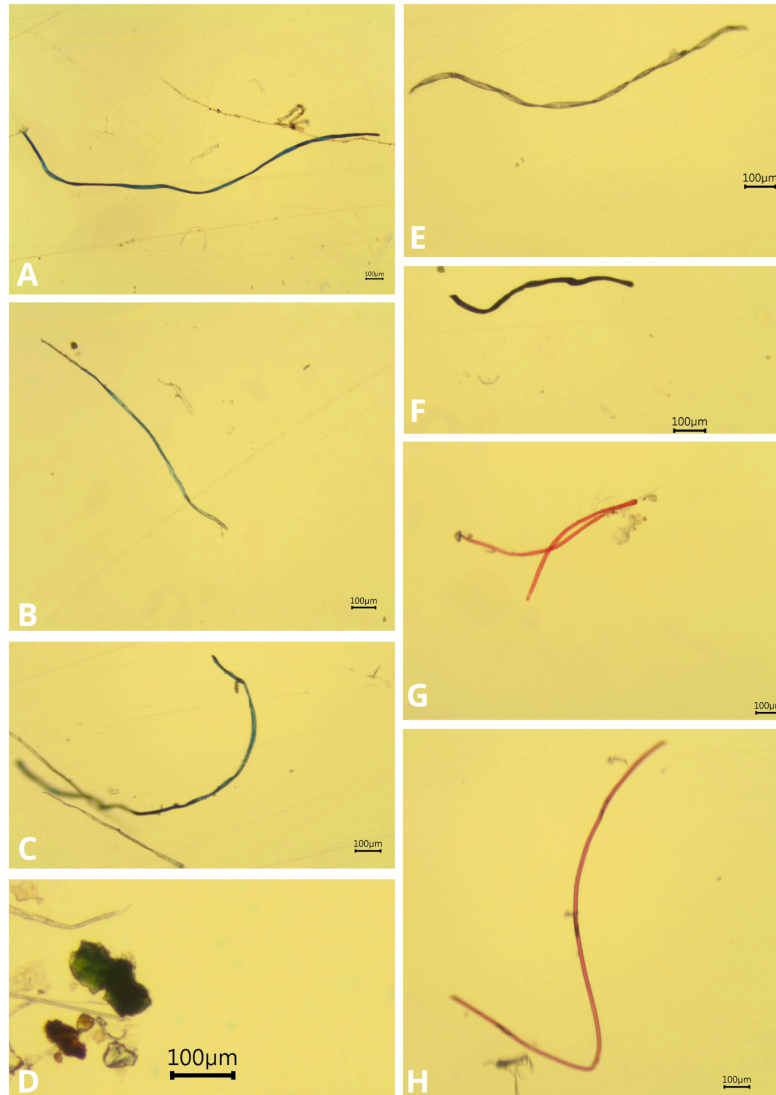


Figura 5. Ejemplos de MPs de distintos tamaños, formas y colores encontrados en los estómagos de los pingüinos. Estas imágenes fueron tomadas bajo microscopio óptico Nikon Eclipse 50i (type 104), con cámara digital y software de análisis de imagen. A-C: Fibras azules, D: Fragmento verde, E y F: Fibras negras, G y H: Fibras rojas.

La totalidad de los MPs identificados se clasificó en cuatro colores. Los de color negro (49%) y azul (42,6%) predominaron, mientras que el rojo se observó con menor frecuencia (7,4%) y el verde fue el que se registró en menor proporción (1%) (Fig. 6).

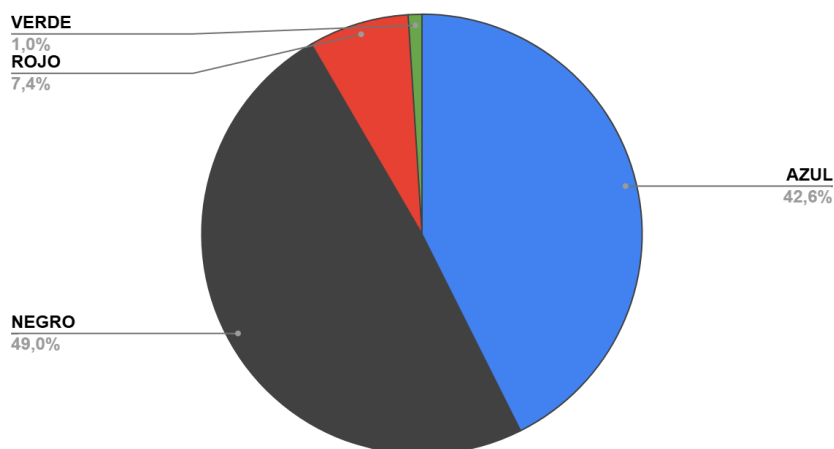


Figura 6. Porcentaje de los 4 colores de MPs encontrados en el total de las muestras.

El tamaño de los MPs varió entre 0,3 mm y 15 mm, con una mediana de 1,2 mm y una media de 1,7 mm. La mayoría de las partículas pertenecieron a la clase de tamaño de 0 a 2,0 mm (Fig. 7).

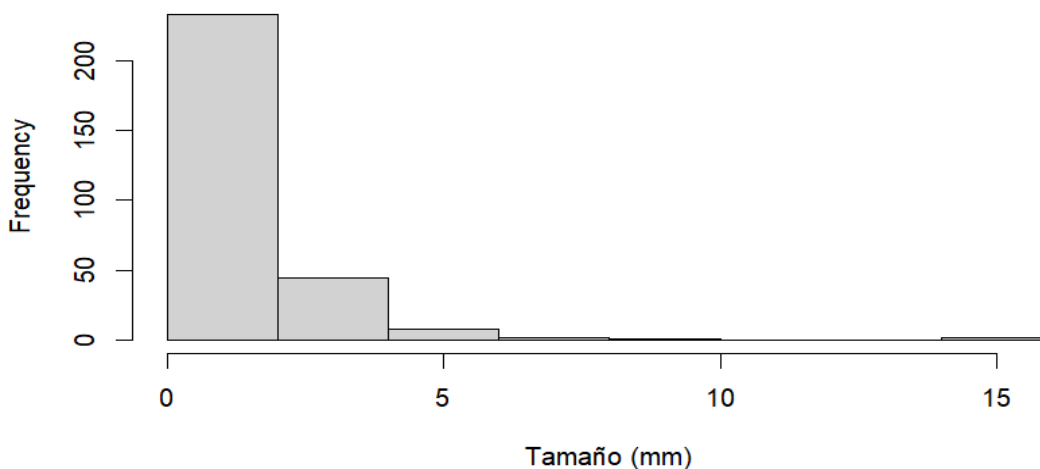


Figura 7. Histograma de tamaños en milímetros para ambas campañas y especies. Bins=2 mm.

De las 33 fibras (11% del total de 298 partículas encontradas) analizadas mediante ATR-FTIR, se encontró que en su mayoría correspondieron a la categoría polímeros celulósicos (celulosa coloreada) con >70% de coincidencia (48,5%), seguida de polímeros plásticos con >70% de coincidencia (27,3%) (Fig. 8). Con menor porcentaje de coincidencia (50–70%) se detectaron polímeros plásticos (18,2%) y polímeros celulósicos (6,1%).

Entre las partículas identificadas como polímeros plásticos o celulósicos con alto porcentaje de coincidencia (25 de las 33 partículas, 75,8%), se identificaron 15 como polímeros celulósicos y dentro de los polímeros plásticos, 7 como tereftalato de polietileno (PET), 1 como polipropileno (PP), 1 como acetato de vinilo-polietileno (PEVA) y 1 como acrílico (Fig. 9).

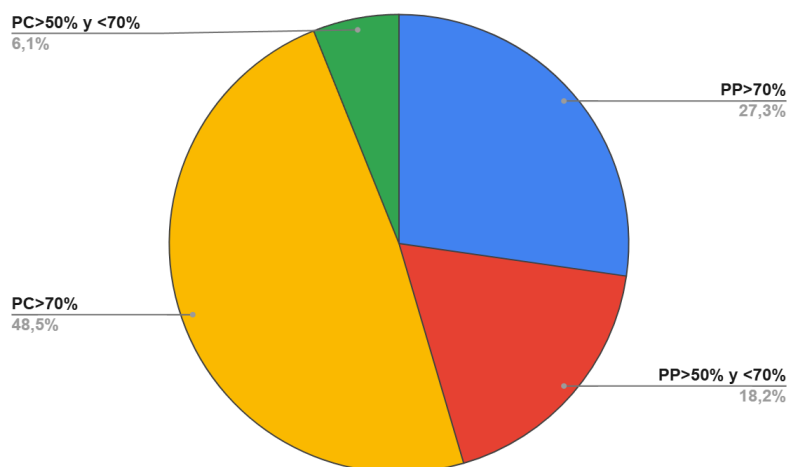


Figura 8. Categorías de coincidencia de las partículas analizadas por ATR-FTIR. PP>70%= polímeros plásticos con >70% de coincidencia, PC>70%= polímeros celulósicos con >70% de coincidencia, PP>50% y <70%= polímeros plásticos con menor porcentaje de coincidencia, PC>50% y <70%= polímeros celulósicos con menor porcentaje de coincidencia.

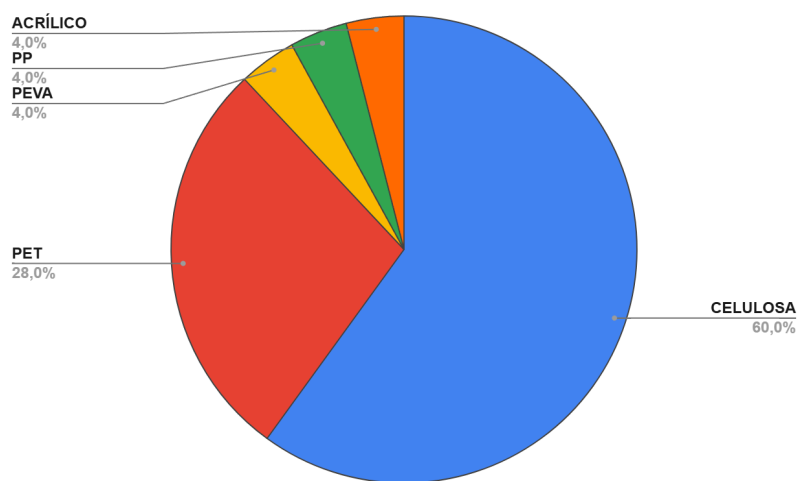


Figura 9. Porcentaje de los polímeros identificados mediante espectroscopía ATR-FTIR. PET= tereftalato de polietileno, PP= polipropileno, PEVA= vinilo-polietileno.

5.1 Presencia de MPs en ejemplares de *P. papua*

En la campaña 2020/2021, *P. papua* presentó un promedio de 0,09 MPs/g considerando todas las muestras analizadas.

Para la pared de los estómagos de *P. papua* analizados durante la campaña 2020/2021 ($n = 28$) (Fig. 10A), se observó que presentaron concentraciones entre 0 y 0,75 MPs/g, con un promedio de 0,15 MPs/g y una mediana ubicada en 0,08 MPs/g. Se registraron 3 valores atípicos, alcanzando un máximo de 0,75 MPs/gr. En cambio, en el contenido estomacal (Fig. 10A), las muestras presentaron concentraciones menores, entre 0 y 0,3 MPs/g, con un promedio de 0,07 MPs/g y una mediana de 0,02 MPs/g. Además, se registraron varios valores atípicos que alcanzaron hasta los 0,4 MPs/g.

Para los datos de esta campaña se aplicó el test de normalidad de Shapiro-Wilk, el cual indicó que los datos no seguían una distribución normal (pared $W=0.608$, $p\text{-value} = 2.61e-07$, contenido $W=0.675$, $p\text{-value}=1.316e-06$), por lo que se utilizó el test no paramétrico de Mann-Whitney para comparar la cantidad de MPs por gramo (MPs/g) hallados en la pared estomacal, en comparación con el contenido estomacal. Este análisis indicó que *P. papua* presentó una mayor concentración de MPs en la pared estomacal que en su contenido estomacal por gramo de peso, con diferencias estadísticamente significativas (2020/2021: $W = 588.5$, $p = 0.001$).

Durante la siguiente campaña (2021/2022), *P. papua* presentó un promedio de 0,07 MPs/g considerando todas las muestras. Al separar los compartimentos, se observó que la pared del estómago alcanzó una concentración de 0,1 MPs/g, mientras que el contenido estomacal registró un valor de 0,02 MPs/g. En esta campaña (Fig. 10C), los valores de la pared del estómago oscilaron entre 0,08 y 0,10 MPs/g, con una mediana de 0,09 MPs/g. En contraste, en el contenido estomacal se observó un rango intercuartílico (RIC) entre 0,01 y 0,03 MPs/g, con una mediana de 0,01 MPs/g.

Para los datos de *P. papua* 2021/2022 se aplicó el test de normalidad de Shapiro-Wilk, el cual indicó que los datos del contenido no seguían una distribución normal (pared $W=0.826$, $p=0.099$, contenido $W=0.692$, $p=0.0051$), por lo que se utilizó el test no paramétrico de Mann-Whitney para comparar la cantidad de MPs por gramo (MPs/g) entre la pared estomacal y el contenido estomacal. *P. papua* nuevamente presentó una mayor concentración de MPs en la pared estomacal que en su contenido, con diferencias estadísticamente significativas (2021/2022: $W = 35$, $p = 0.007$).

No se encontraron diferencias significativas entre ambas campañas para el total de MPs ingeridos (Wilcoxon rank-sum test, $W = 119.5$, $p = 0.111$).

El análisis de correlación de Spearman entre el total de MPs ingeridos y el peso total del estómago para *P. papua* mostró una correlación positiva y significativa ($\rho = 0.434$, $p = 0.010$), indicando que los individuos con mayor contenido estomacal tendieron a presentar una mayor cantidad de MPs.

Se ajustó además un modelo de regresión lineal para evaluar la relación entre el peso total del estómago y el total de MPs ingeridos por *P. papua* (Fig. 11A). El modelo fue significativo ($F = 6.60$, $p = 0.015$), indicando que a mayor peso total del estómago, aumentó el número de MPs. La pendiente estimada fue 0.014 MPs/g ($p = 0.015$), con un intercepto de 5.27 MPs ($p = 0.001$). El coeficiente de determinación ajustado fue bajo (R^2 ajustado = 0.145), indicando que sólo aproximadamente el 15% de la variación de los MPs se explicó por la cantidad de alimento en el estómago.

Además, para analizar la interacción entre la cantidad de MPs en *P. papua* se ajustó un modelo lineal general utilizando el total de MPs como variable respuesta y el peso del estómago y el año de campaña como predictores. El modelo mostró un ajuste significativo en su conjunto ($F = 3.71$, $p = 0.036$), explicando aproximadamente el 14 % de la variabilidad observada en el número total de microplásticos (R^2 ajustado=0,141). El peso tuvo un efecto positivo y significativo sobre la cantidad total de MPs ($\beta = 0.0128 \pm 0.0056$, $t = 2.27$, $p = 0.03$), indicando que los individuos de mayor peso presentaron mayores cargas de MPs. En contraste, el año de muestreo no mostró un efecto significativo ($\beta = -2.94 \pm 3.18$, $t = -0.92$, $p = 0.36$), lo que sugiere que la abundancia de microplásticos ingeridos no difirió entre 2020 y 2021.

5.2 Presencia de MPs en ejemplares de *P. adeliae*

Durante la campaña 2020/2021, la especie *P. adeliae* presentó un promedio de 0,03 MPs/g en las muestras analizadas. Al considerar los diferentes compartimentos, se observó una concentración promedio de 0,05 MPs/g en la pared del estómago, mientras que el contenido estomacal presentó un valor menor, de 0,02 MPs/g.

Para la pared del estómago de la especie *P. adeliae* ($n = 4$) (Fig. 10B), las muestras se ubicaron en un rango de 0,02 a 0,08 MPs/g, con una mediana de 0,05 MPs/g. En cambio, en el contenido estomacal (Fig. 10B), las muestras se ubicaron entre 0,01 y 0,05 MPs/g, con una mediana de 0,02 MPs/g.

Para *P. adeliae*, se evaluó la normalidad de los datos de MPs/g en la pared estomacal y en el contenido estomacal mediante el test de Shapiro-Wilk (pared: $W = 0.798$, $p = 0.098$; contenido: $W = 0.781$, $p = 0.072$), sin encontrarse desviaciones significativas de la normalidad. Sin embargo, debido al tamaño muestral reducido, se empleó la prueba no paramétrica de Mann-Whitney para comparar ambos grupos. Para *P. adeliae* (2020/2021: $W = 12$, $p = 0.34$), estas diferencias no fueron significativas.

El análisis de correlación de Pearson entre el total de MPs ingeridos y el peso total del contenido estomacal mostró una correlación positiva alta ($r = 0.856$), indicando que los individuos con mayor contenido estomacal tendieron a presentar una mayor presencia de MPs.

Sin embargo, esta relación no fue estadísticamente significativa ($p = 0.144$) y el intervalo de confianza fue amplio (-0.59 a 0.997).

El modelo de regresión lineal para esta especie (Fig. 11B), mostró una pendiente positiva de 0.042 MPs/g ($p = 0.144$) y un intercepto de -0.84 MPs ($p = 0.871$). El coeficiente de determinación fue relativamente alto para este pequeño conjunto de datos ($R^2 = 0.7331$), indicando que aproximadamente el 73% de la variabilidad en el total de MPs se explica por el peso del estómago. El R^2 ajustado = 0.60 corrige este valor considerando el bajo tamaño muestral ($n = 4$). Aunque la pendiente es positiva, el valor de p indica que la relación no fue estadísticamente significativa.

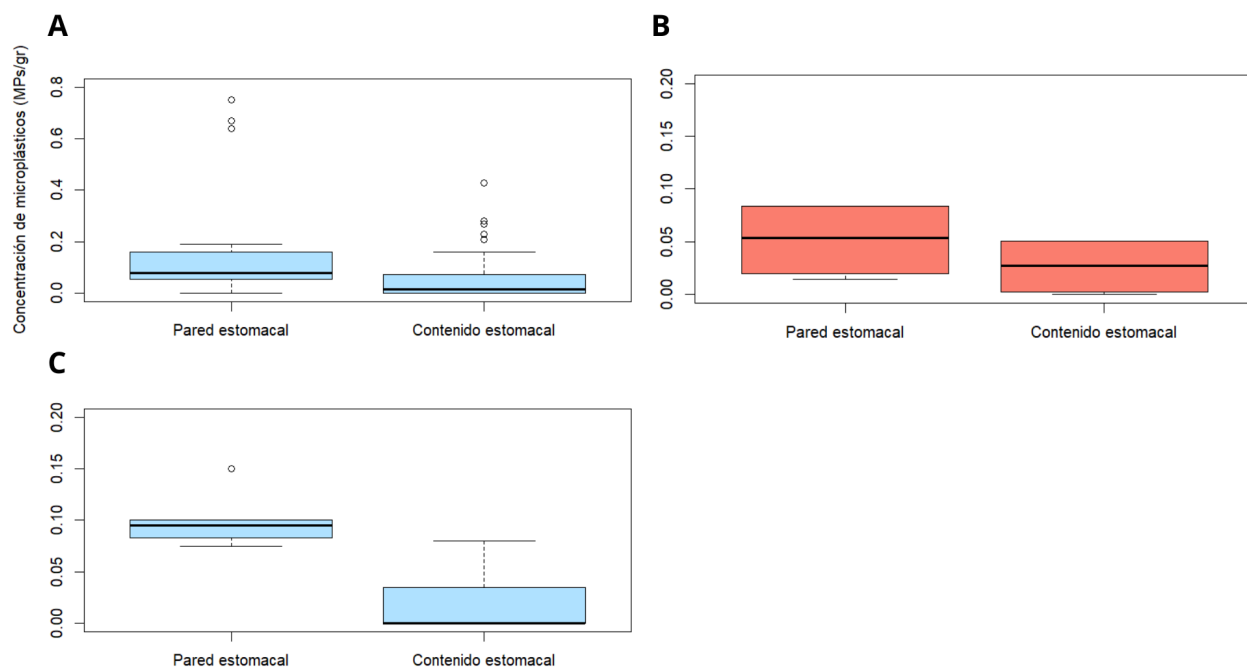


Figura 10. Boxplots que muestran la concentración de microplásticos (MPs/gr) en la pared del estómago y en el contenido estomacal de pingüinos. A) *P. papua* (2020/2021), B) *P. adeliae* (2020/2021), C) *P. papua* (2021/2022). Notar las diferentes escalas en el eje Y de la figura A.

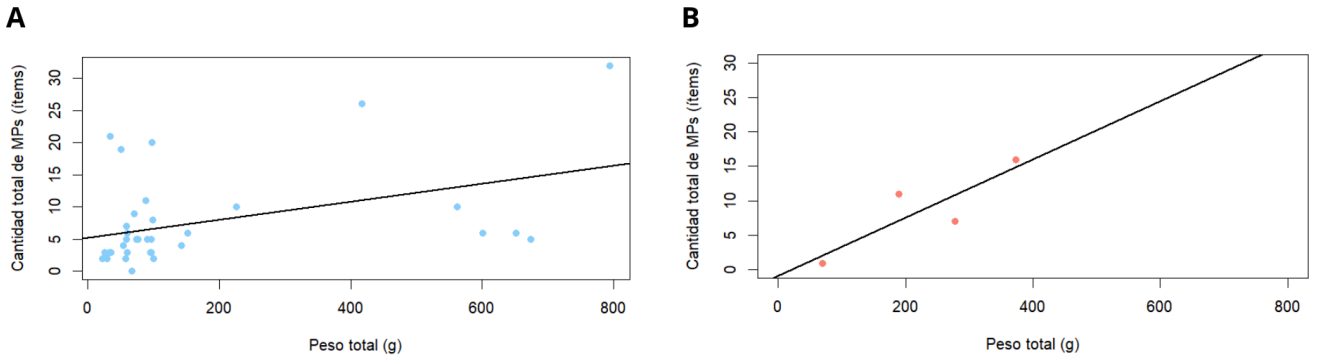


Figura 11. Relación entre el peso total del estómago (g) y la cantidad total de MPs (ítems) para A) *P. papua* y B) *P. adeliae*. Cada punto representa un individuo y las líneas muestran la regresión lineal por especie.

6. DISCUSIÓN

En este estudio se confirmó la ingestión de MPs por parte de pichones de dos especies de pingüinos con colonias reproductivas en la Isla Ardley, ZAEP No.150 (Isla Rey Jorge, 25 de Mayo).

6.1 Cantidad de MPs encontrados y comparación con estudios previos

Se registró un promedio de 8 ± 7 MPs por individuo ($n = 38$). Este valor fue casi 4 veces menor al reportado por Kim et al. (2023) en el ZAEP N° 171 Narębski Point, Isla Rey Jorge, quienes encontraron un promedio de 27 ± 25 MPs por individuo de *P. papua* ($n = 14$) (Tabla 1). Las diferencias entre ambos estudios podrían explicarse por factores como las características geográficas de cada área protegida, el año de muestreo y las metodologías aplicadas. Punta Narębski está ubicada en la Península Barton, en el sector sur de la Isla Rey Jorge, que se encuentra muy próxima a la Estación King Sejong. Esta zona está situada a una distancia aproximada de 7 a 8 km en línea recta de Isla Ardley. Además ambas áreas se localizan en el sector sur de la isla, hacia la Bahía Maxwell: Ardley se encuentra frente a la Península Fildes, más hacia el suroeste, mientras Narębski está en la Península Barton, hacia el sureste, por lo que no parece haber diferencias geográficas marcadas. Si existieron diferencias entre los años considerados en cada estudio, ya que los relevamientos de Kim et al. (2023) fueron realizados durante las temporadas australes 2013/14 y 2014/15, por lo que podría existir variabilidad temporal en la disponibilidad y consumo de MPs por parte de las especies consideradas.

Por otro lado, existieron algunas diferencias metodológicas relevantes entre ambos estudios. En el trabajo de Kim et al. (2023), tras la digestión con KOH, se aplicó la reacción de Fenton, que incluyó la adición controlada de sulfato ferroso y H_2O_2 , seguido de ácido sulfúrico y Tween

20, la cual reduce la tensión superficial entre líquidos. Esto puede haber posibilitado una digestión más eficiente de la materia orgánica, en particular de la quitina presente debido a la alta concentración de krill en el contenido estomacal. En el presente trabajo no se aplicaron estas etapas adicionales para remover materia orgánica, por lo que es posible que algunos MPs no hayan sido detectados debido a la presencia de restos orgánicos que podrían haber interferido en la observación, particularmente de las microfibras plásticas transparentes, las cuales fueron descartadas, pero que son abundantes en muestras de agua marina antártica (Krojmal, 2021). Esto implica que la cantidad de MPs presentes en los estómagos podría haber sido mayor a la registrada. A pesar de estas variaciones, ambos trabajos coinciden en evidenciar la presencia de MPs en los estómagos de pingüinos antárticos, lo que resalta la existencia de una interacción entre este contaminante y las especies de pingüinos presentes en las ZAEPs. Aunque no puede atribuirse exclusivamente a fuentes locales, estos resultados evidencian la llegada y persistencia de MPs incluso en regiones remotas y bajo régimen de protección.

La mayoría de los estudios previos sobre presencia de MPs en pingüinos, se han centrado en su análisis en heces, o en el tracto gastrointestinal completo (Tabla 1). Esto limita la comparación con nuestro estudio, ya que ambas matrices (contenido estomacal y heces) evidencian funciones biológicas diferentes. Mientras que el análisis del contenido estomacal informa sobre la ingestión y potencial acumulación de MPs, las heces reflejan la excreción de este contaminante. En estudios previos, Bessa et al. (2019) reportaron la presencia de MPs en heces de pingüinos *P. papua* en Bird Island y Signy Island, con registros relativamente bajos: 13 partículas en 10 de 50 muestras y 6 partículas en 6 de 30 muestras, respectivamente. Por su parte, Le Guen et al. (2020) indicaron que los únicos MPs en las heces de *Aptenodytes patagonicus* fueron fibras, presentes en el 77% de las muestras (36 de 47), con un total de 264 fibras contabilizadas. Además, se consideraron estudios sobre MPs en pingüinos fuera de la Antártida. Por ejemplo, McMullen et al. (2024) analizaron la presencia de MPs en heces de pingüinos *Spheniscus mendiculus* en las Islas Galápagos, mientras que Méndez-Sanhueza et al. (2023) realizaron un estudio similar con heces de pingüinos *Spheniscus magellanicus* en Chile, encontrando MPs en todas las muestras analizadas, aunque no proporcionaron datos cuantitativos que permitan realizar una comparación. Además, Recabarren-Villalón et al. (2023) investigaron la presencia de MPs en el TGI de pingüinos *S. magellanicus* varados en la costa atlántica sur de la provincia de Buenos Aires, Argentina, también encontrando MPs en todas las muestras sin brindar información cuantitativa (Tabla 1).

Kim et al. (2023) observaron que la concentración de MPs en estómagos (9.1 ± 10.8 MPs por individuo, tamaño 100–5000 μm) fue significativamente mayor que en heces de estudios previos, con predominio de partículas más pequeñas. Además, indican que el número de MPs detectados en los estómagos no aumentó con la masa corporal de los pichones, lo que indicaría que los MPs no se acumularían permanentemente. En el presente estudio se encontró mayor cantidad de MPs en estómagos, que los detectados en las muestras fecales de los trabajos mencionados, y además una mayor cantidad de MPs asociados al estómago, que al contenido estomacal. Este último aspecto destaca la importancia de considerar también la pared estomacal en los estudios de MPs en organismos, ya que el análisis exclusivo del contenido estomacal podría subestimar la cantidad total de microplásticos presentes.

6.2 Posibles vías de ingestión de los MPs

Se encontró una relación positiva significativa entre el número de MPs y el tamaño del estómago, lo que sugiere que estas partículas podrían fijarse con facilidad al revestimiento mucoso del TGI y acumularse en él (Kim et al., 2023; Bhattacharjee et al., 2024). Bhattacharjee et al. (2024), señala además que las posibles vías de acumulación de MPs en el TGI de los pingüinos incluyen diversos mecanismos, destacando que la ingestión y retención de MPs por parte de estos pingüinos podría producirse mediante la ingesta directa, al confundirlos con alimento, o de manera indirecta a través de la incorporación de presas contaminadas.

El presente estudio se basó en juveniles de ambas especies. Durante el período de crianza, los pichones de pingüino son completamente dependientes de sus padres para su alimentación, la cual consiste en alimento regurgitado que los adultos obtienen durante sus viajes de forrajeo (Bhattacharjee et al., 2024). Este mecanismo implica que cualquier contaminante presente en las presas capturadas (como los MPs) puede ser transferido a los pichones. En particular, estos pueden estar expuestos a MPs ingeridos indirectamente a través del alimento suministrado, principalmente krill, que ha sido identificado como portador de MPs (Kim et al., 2023; Bhattacharjee et al., 2024). Este mecanismo sugiere, pero no confirma, una posible transferencia trófica de contaminantes plásticos desde los padres hacia los pichones durante el periodo de crianza (Kim et al., 2023). Asimismo, en este estudio no se pudo comprobar si la ingestión de MPs se produjo de manera pasiva o activa, dado que no se pudo analizar el krill presente en los estómagos para analizar la posible presencia de MPs en ellos, debido a su estado de degradación.

Los resultados del presente estudio sugieren que la ingestión de MPs está potencialmente vinculada a la ecología trófica y al comportamiento de forrajeo, dado que los individuos que consumen más presas podrían estar más expuestos a MPs. Sin embargo, el bajo valor de R^2 para *P. papua* sugiere que otros factores además del tamaño del estómago pueden influir en la ingestión de MPs, como las preferencias alimentarias, los cambios en la dieta durante la etapa reproductiva y las características de los viajes de forrajeo. Para interpretar los resultados de *P. adeliae* se debería de aumentar el tamaño muestral.

Futuros estudios deberían analizar estómago, contenido estomacal y heces, lo que permitiría obtener una visión más completa de la ingestión de MPs y de las posibles diferencias en la composición, tamaño y color de las partículas entre heces y estómago.

6.3 Categorización de los MPs

De los 298 MPs encontrados, solo 2 fueron fragmentos; el resto correspondió a fibras. Este patrón coincide con investigaciones previas que reportan una dominancia de MPs en forma de fibras en pingüinos (Le Guen et al., 2020; Fragão et al., 2021; Kim et al., 2023; Mendez-Sanhueza et al., 2023; Bhattacharjee et al., 2024; Santillán et al., 2025) (Tabla 1).

En este estudio se encontraron mayoritariamente fibras negras (49%) y azules (42,6%). En otros estudios sobre MPs en pingüinos, Le Guen et al. (2020) reportaron que los colores

predominantes de los fragmentos encontrados fueron negro, seguido por gris y azul, mientras que en los trabajos de Bessa et al. (2019), Fragão et al. (2020), Bhattacharjee et al. (2024) y Santillán et al. (2025) el color predominante fue azul (Tabla 1). Las fibras azules se encuentran entre las partículas más comunes en las heces de pingüino, lo que coincide con reportes que indican que este tipo de partículas son de las más reportadas en múltiples ambientes (Santillán et al., 2025). Otros estudios también coinciden en la predominancia de fibras de estos colores en organismos acuáticos. Por ejemplo, Vidal et al. (2021) y Ríos et al. (2022), citados en Horie et al. (2024), describieron una predominancia de fibras azules en la ingestión de MPs por parte de distintas especies de peces. En el estudio de Zhang et al. (2022) los autores analizaron peces antárticos y el color de MPs mayormente encontrado fue el negro.

Zhang et al. (2022) encontraron que el 60 % de las fibras identificadas correspondieron a celulosa, una fibra natural derivada de recursos como la pulpa de madera y el algodón, utilizada principalmente en la industria textil y en productos de uso cotidiano, como el papel higiénico (Le Guen et al., 2020). En el presente estudio, el 48,5 % de las fibras analizadas correspondieron igualmente a celulosa, lo que coincide con la alta proporción reportada en investigaciones previas. La presencia de este polímero en ambientes marinos puede representar una fuente adicional de contaminación, ya que estas fibras pueden estar asociadas a colorantes, aditivos o contaminantes químicos incorporados durante los procesos industriales (e.g. asociados a la tinción de este material). En ecosistemas polares, las bajas temperaturas podrían reducir las tasas de degradación de estas fibras, favoreciendo su acumulación en el ambiente (Le Guen et al., 2020; Fragão et al., 2021). Estudios previos respaldan esta alta proporción de fibras celulósicas: Le Guen et al. (2020) reportaron hasta un 88 % de fibras de celulosa en muestras antárticas, mientras que Fragão et al. (2021) identificaron fibras de celulosa en el 55 % de las muestras, confirmando la contribución de materiales de origen natural asociados a la actividad humana.

Entre los polímeros plásticos este estudio identificó tereftalato de polietileno (PET, n=7), polipropileno (PP, n=1), acetato de vinilo–polietileno (PEVA, n=1) y acrílico (n=1), diferenciándose de otros estudios en pingüinos antárticos. Así, Bessa et al. (2019) y Le Guen et al. (2020) reportaron al poliéster (PE) como la fibra sintética más frecuente, mientras que Fragão et al. (2021) y Kim et al. (2023) encontraron predominancia de PET entre los MPs. En el caso de Kim et al. (2023), los plásticos analizados se clasificaron exclusivamente como sintéticos, excluyendo las fibras celulósicas, y los polímeros más abundantes fueron PE (57,1 %), PP (27,1 %) y PET (15,7 %).

Los resultados de este estudio muestran que la mayoría de los MPs presentan una longitud entre 0 y 2 mm, lo que coincide con lo reportado por Le Guen et al. (2020) quienes informaron una longitud media de las fibras de 1.684 μm ($\approx 1,68$ mm). Las partículas más pequeñas tienden a permanecer suspendidas en la columna de agua y a ser ingeridas por organismos filtradores (Cole et al., 2013), mientras que los fragmentos de mayor tamaño (1–2 mm) podrían tener un origen local, derivado del desgaste de redes, cuerdas u otros materiales plásticos utilizados en actividades humanas cercanas (Isobe et al., 2019; Lacerda et al., 2019).

Tabla 1. Comparación de los resultados de estudios sobre la ingestión de MPs en diferentes especies de pingüinos en La Antártida y en otras regiones de Sudamérica.

Estudio	Especie	Ubicación	Matriz y tamaño muestral	Total MPs	Tipos de MPs	Rango de tamaños (µm)	Color predominante
Bessa et al., 2019	<i>Pygoscelis papua</i>	Isla Pájaro, Georgia del Sur e Isla Signy, Islas Orcadas del Sur, La Antártida	Heces, n=80	19	Fragmentos, fibras y films	76-4945	Azul
Fragao et al., 2020	<i>Pygoscelis papua</i> , <i>Pygoscelis adeliae</i> , <i>Pygoscelis antarcticus</i>	Isla Pájaro y Península Antártica	Heces, n=317	10	Fibras y fragmentos	63-5000	Azul
Le Guen et al., 2020	<i>Aptenodytes patagonicus</i>	Bahía Hound, Georgia del Sur, La Antártida	Heces, n=47	13	Fibras	186-9280	Negro
Kim et al., 2023	<i>Pygoscelis papua</i>	Narebski Point, Isla Rey Jorge, La Antártida	Tracto gastro-intestinal, n=14	378	Fibras y fragmentos	20-5000	-
Bhattacharjee et al., 2024	<i>Pygoscelis adeliae</i>	Svenner, La Antártida	Heces n=1, tracto gastro-intestinal n=1, pulmón n=1, tráquea n=1	34	Fibras y film	100-5000	Azul
Santillán et al., 2025	<i>Pygoscelis</i>	Bahía Almirantazgo, Isla Rey Jorge, La Antártida	Heces, n=23	21	Fibras y fragmentos	-	Azul
McMullen et al., 2024	<i>Spheniscus mendiculus</i>	Islas Galápagos, Ecuador	3,40 gr de heces de 2 pingüinos	0	-	-	-
Mendez-Sanhueza et al., 2023	<i>Spheniscus magellanicus</i>	Región del Biobío, Chile	Heces, n=8	En todas las muestras	Fibras	-	Blanco
Recabarren-Villalón et al., 2023	<i>Spheniscus magellanicus</i>	Costa Atlántica de la provincia de Buenos Aires, Argentina	Tracto gastro-intestinal	En todas las muestras	Fibras	-	Negro

6.4 Impactos humanos en Isla Ardley

La vulnerabilidad de los pingüinos en Isla Ardley no está influenciada únicamente por contaminantes como los MPs, sino también por otras formas de contaminación. Por ejemplo, se ha documentado la problemática de la contaminación acústica. Estudios como el de Anzibar et al. (2025) cuantifican la presencia de ruido antropogénico exógeno en la isla, evidenciando que incluso en áreas protegidas, el impacto del ruido generado por actividades humanas puede representar una amenaza significativa para la fauna y para el equilibrio del ecosistema.

Asimismo, Cusset et al. (2023) llevaron a cabo un estudio que incluyó la Isla Ardley, utilizando a *P. adeliae* como especie bioindicadora de distribución circumpolar para revelar patrones de contaminación por mercurio (Hg) a escala oceánica en los ecosistemas marinos antárticos. Este trabajo documentó la presencia de Hg en un total de 24 colonias distribuidas alrededor de la Antártida, evidenciando que los contaminantes químicos tienen un alcance global y afectan también a la fauna local de la Isla. Además, en el estudio de Chu et al. (2019) se analizaron sedimentos lacustres superficiales de Fildes y Ardley, encontrando que los niveles de P y de Cu, Zn, Pb, Cd y Hg son significativamente mayores en Ardley.

La acumulación de MPs en los ecosistemas marinos altera procesos ecológicos fundamentales, compromete la integridad de las redes tróficas y reduce la capacidad de los ecosistemas para mantener sus funciones y servicios (Pauna et al., 2019). En las aves marinas los MPs pueden alterar significativamente su microbiota intestinal, generando un desequilibrio caracterizado por la pérdida de bacterias beneficiosas y el aumento de microbios patógenos, incluidos algunos zoonóticos y resistentes a antibióticos, lo que sugiere impactos negativos sobre la salud digestiva, la inmunidad y la condición fisiológica de las aves (Fackelmann et al., 2023). Además, los MPs pueden causar daño físico como lesiones y obstrucciones digestivas, liberar aditivos y contaminantes que generan toxicidad química, y provocar inflamación y estrés oxidativo en distintos órganos. Estos efectos se suman a alteraciones metabólicas, reducción en la absorción de nutrientes y cambios en el comportamiento, como modificaciones en el forrajeo (Fackelmann et al., 2023). Asimismo, los MPs pueden actuar como vectores de metales y otros compuestos tóxicos, y transferirse a través de la cadena trófica, amplificando sus posibles consecuencias ecológicas (Carrasco et al., 2025).

Además de los plásticos, otros estresores de origen humano como los ya mencionados pueden actuar de forma sinérgica, intensificando los impactos sobre estos organismos.

Según datos recientes, el número de parejas reproductoras de *P. adeliae* ha disminuido en más del 30%, alcanzando un mínimo de 184 parejas durante la temporada 2022/2023 (Braun et al., 2017; Machado-Gayo et al., 2024). Esta disminución se relaciona con diversos cambios ambientales, tal como destacan Jiang et al. (2022). El aumento de la temperatura durante el verano en las zonas de cría, los cambios en la cobertura de hielo marino en las áreas de forrajeo y las variaciones térmicas invernales se han correlacionado negativamente con la abundancia de *P. adeliae*. Además, las actividades humanas, como el tránsito de vehículos, vuelos a baja altitud cerca de los nidos y la destrucción de líquenes, musgos y otra vegetación que constituyen su hábitat, pueden afectar la supervivencia y el éxito reproductivo de estas

aves. De hecho, la proximidad a estaciones permanentes se ha asociado con menores números de individuos durante el periodo de cría (Jiang et al., 2022). Estos hallazgos remarcen la importancia de conservar esta ZAEP, dado que está expuesta a diversos estresores antropogénicos que interactúan en forma conjunta.

CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

La metodología empleada permitió aislar y visualizar de forma eficiente los MPs presentes en los estómagos, validando su aplicabilidad para el estudio de la contaminación por MPs en pingüinos. Si bien el procedimiento fue eficaz, podría optimizarse para lograr una degradación más completa de la materia orgánica, especialmente en muestras con alto contenido biológico y de materiales difíciles de degradar como la quitina, mejorando así la claridad y precisión en la identificación de MPs.

Se confirmó la presencia de MPs en individuos de *P. papua* y *P. adeliae* de la Isla Ardley, tanto en la pared como en el contenido estomacal, siendo más abundantes en la pared estomacal. Este patrón sugiere que las partículas podrían quedar retenidas en los tejidos internos. Además, se observó que los individuos con mayor peso tendieron a contener una mayor cantidad de MPs. No fue posible realizar comparaciones robustas entre las dos especies debido al reducido tamaño muestral disponible para *P. adeliae*. Incrementar el número de individuos de *P. adeliae* en estudios futuros podría aportar información importante para realizar comparaciones más sólidas con *P. papua* y analizar cómo varía la ingestión de MPs según la especie y sus estrategias de forrajeo.

La espectroscopía ATR-FTIR demostró ser eficaz para identificar los polímeros de las fibras de pequeño tamaño (hasta 0,3 mm), permitiendo determinar con precisión la composición química de los MPs presentes en los estómagos de los pingüinos. Las fibras encontradas fueron predominantemente de diferentes colores, lo que indica un origen celulósico antropogénico, aunque también se detectaron polímeros plásticos.

Sería relevante evaluar la presencia de MPs en adultos para determinar si existe transferencia hacia los pichones. También se sugiere analizar el krill presente en los organismos, con el fin de determinar si la ingestión de MPs ocurre de manera activa, al confundirse con alimento, o pasiva, a través del consumo de presas contaminadas.

Finalmente, los resultados de este y futuros estudios pueden ser utilizados para diseñar estrategias de conservación en la Isla Ardley, con el objetivo de proteger la biodiversidad local frente a amenazas crecientes, como la contaminación por MPs y la presión humana, y reforzar el papel de los pingüinos como bioindicadores de la salud de los ecosistemas antárticos.

BIBLIOGRAFÍA

- Ainley, D., & Wilson, R. (2023). *The aquatic world of penguins*. Springer.
- Ancel, A., Beaulieu, M., & Gilbert, C. (2013). The different breeding strategies of penguins: A review. *Comptes Rendus Biologies*, 336(3), 231–239.
- Andrady, A. L., & Neal, M. A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 364(1526), 1977–1984.
- Anzibar Fialho, M., Rocamora, M., & Ziegler, L. (2025). Detection of anthropogenic noise pollution as a possible chronic stressor in Antarctic Specially Protected Area N° 150, Ardley Island.
- Barboza, L. G. A., Cózar, A., Gimenez, B. C. G., Barros, T. L., Kershaw, P. J., & Guilhermino, L. (2019). Macroplastics pollution in the marine environment. *World seas: An environmental evaluation*.
- Bargagli, R., & Rota, E. (2023). Microplastic interactions and possible combined biological effects in Antarctic marine ecosystems. *Animals*, 13(12), 1899.
- Bessa, F., Ratcliffe, N., Otero, V., Sobral, P., Marques, J. C., Waluda, C. M., Trathan, P. N., & Xavier, J. C. (2019). Microplastics in gentoo penguins from the Antarctic region. *Nature*, 14(6), 456–460.
- Bhattacharjee, S., Rathore, C., Naik, A., Saha, M., Tudu, P., Ghosh Dastidar, P., Bhattacharyya, S., de Boer, J., & Chaudhuri, P. (2024). Do microplastics accumulate in penguin internal organs? Evidence from Svenner Island, Antarctica. *Environmental Pollution*, 330, 121808.
- BirdLife International. (2020). BirdLife International DataZone. Recuperado de <https://datazone.birdlife.org>
- Boersma PD (2008) Penguins as marine sentinels. *Bioscience* 58(7):597–607.
- Braun, C., Mustafa, O., Nordt, A., Pfeiffer, S., & Peter, H.-U. (2012). Environmental monitoring and management proposals for the Fildes Region, King George Island, Antarctica. *Polar Research*, 31(1), 18206.
- Braun C, Esefeld J, Peter HU (2017) Monitoring the consequences of local climate change on the natural resources of the ice-free regions of Maxwell Bay (King George Island, Antarctic).
- Braun, C., Grämer, H., & Peter, H.-U. (2025). Terrestrial biological monitoring on Fildes Peninsula (Maxwell Bay, Antarctic) (Texte 63/2025). German Environment Agency.
- Bresemi Dalmás, F. (2020.). Ecología trófica de aves del género *Catharacta* spp. y su posible interacción con residuos plásticos en zonas marino-costeras de la Península Fildes, Isla Rey Jorge (Antártida). Tesis de grado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias

- Cai, L., Zhang, Y., & Zhang, H. (2019). The influence of titanium dioxide nanoparticles on the transport and deposition of polystyrene microplastics in saturated quartz sand. *Environmental Pollution*.
- Carrasco, L., Jiménez-Mora, E., Utrilla, M. J., Téllez Pizarro, I., Reglero, M. M., Rico-San Román, L., & Martín-Maldonado, B. (2025). Birds as Bioindicators: Revealing the Widespread Impact of Microplastics. *Birds*, 6(1), 10.
- Chu, Z., Yang, Z., Wang, Y., Sun, L., Yang, W., Yang, L., & Gao, Y. (2019). Assessment of heavy metal contamination from penguins and anthropogenic activities on Fildes Peninsula and Ardley Island, Antarctic. *Science of The Total Environment*.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., & Galloway, T. S. (2013). Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science & Technology*.
- Collins, S. F., & Norton, A. (2024). Prevailing wind patterns influence the distribution of plastics in small urban lakes. *Scientific Reports*, 14, 17741
- Convey, P. (2020). The price of cumulative human activities in the Antarctic. *Antarctic Science*, 32(6), 425.
- Cusset, F., Bustamante, P., Carravieri, A., Bertin, C., Brasso, R., Corsi, I., ... & Cherel, Y. (2023). Circumpolar assessment of mercury contamination: the Adélie penguin as a bioindicator of Antarctic marine ecosystems. *Ecotoxicology*, 32(8), 1024-1049.
- De Feo Sánchez, B. (2021.). Aporte de materia orgánica, invertebrados y plásticos al ambiente marino-costero a través de dos arroyos de deshielo de la Isla Rey Jorge (Antártida Marítima). Tesis de grado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias.
- Derraik, J. G. B. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), 842–852
- Fackelmann, G., Pham, C. K., Rodríguez, Y., Mallory, M. L., Provencher, J. F., Baak, J. E., & Sommer, S. (2023). Current levels of microplastic pollution impact wild seabird gut microbiomes. *Nature Ecology & Evolution*, 7(5), 698-706
- Fragão, J., Bessa, F., Otero, V., Barbosa, A., Sobrale, P., Waludaf, C. M., Guímaro, H. R., & Xavier, J. C. (2021). Microplastics and other anthropogenic particles in Antarctica: Using penguins as biological samplers. *Science of the Total Environment*, 786, 147397.
- Gao, Y., Li, R., Gao, H., Hou, C., Jin, S., Ye, J., & Na, G. (2021). Spatial distribution of cumulative impact on terrestrial ecosystem of the Fildes Peninsula, Antarctica. *Journal of Environmental Management*, 279, 111735.
- García, P., & Frere, E. (2017). Antes volaban. *Revista Argentina de Aves: Revista de Naturaleza y Conservación*. <https://revista.avesargentinas.org.ar/home/issue/view/17/18>.

González-Pleiter, M., Edo, C., Velázquez, D., Casero-Chamorro, M. C., Leganés, F., Quesada, A., & Rosal, R. (2020). First detection of microplastics in the freshwater of an Antarctic Specially Protected Area. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110736.

González-Pleiter, M., Lacerot, G., Edo, C., Lozoya, J. P., Leganés, F., Fernández-Piñas, F., Rosal, R., & Teixeira-de-Mello, F. (2021). A pilot study about microplastics and mesoplastics in an Antarctic glacier. *The Cryosphere*.

Hill, S. L., Murphy, E. J., Reid, K., Trathan, P. N., & Constable, A. J. (2006). Modelling Southern Ocean ecosystems: Krill, the food-web, and the impacts of harvesting. *Biological Reviews*, 81(4), 501–529.

Horie, Y., Mitsunaga, K., Yamaji, K., Hirokawa, S., Uaciquete, D., Ríos, J. M., ... & Okamura, H. (2024). Variability in microplastic color preference and intake among selected marine and freshwater fish and crustaceans. *Discover Oceans*, 1(1), 5.

Isobe, A., Iwasaki, S., Uchida, K., & Tokai, T. (2019). Abundance of non-conservative microplastics in the upper ocean from 1957 to 2066. *Nature Communications*.

Jiang, M., Pang, X., Chen, H., & Chen, D. (2022). Ecological integrity evaluation along the Antarctic coast: A case study on the Fildes Peninsula. *Continental Shelf Research*, 242, 104747.

Juárez, M. A., Santos, M., Mennucci, J. A., Coria, N. R., & Mariano-Jelicich, R. (2016). Diet composition and foraging habitats of Adélie and gentoo penguins in three different stages of their annual cycle. *Marine Biology*.

Kershaw, P., Turra, A., & Galgani, F. (2019). Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter in the ocean (GESAMP Reports and Studies No. 99). *GESAMP*, 81(4), 501–529.

Kim, Y., Kim, H., Jeong, M.-S., Kim, D., Kim, J., Jung, J., Seo, H.-M., Han, H.-J., Lee, W.-S., & Choi, C.-Y. (2023). Microplastics in gastrointestinal tracts of gentoo penguin (*Pygoscelis papua*) chicks on King George Island, Antarctica. *Nature*, 14(8), 215–220.

Krojmal, E. (2021.). Microplásticos en la Bahía Collins (Península Fildes, Antártida) y su interacción con el zooplankton mediante un modelo experimental. Tesis de grado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias.

Lacerda, A. L. D. F., Rodrigues, L. D. S., van Seville, E., Rodrigues, F. L., Ribeiro, L., Secchi, E. R., Kessler, F., & Proietti, M. C. (2019). Plastics in sea surface waters around the Antarctic Peninsula. *Scientific Reports*, 9, 3977.

Le Guen, C., Bonnet, D., & Lavers, J. L. (2020). Microplastic study reveals the presence of natural and synthetic fibres in the diet of king penguins (*Aptenodytes patagonicus*) foraging from South Georgia. *Environment International*, 144, 106017.

- Lenzi, M., Roscales, J. L., Muñoz-Ferrada, C., Yorio, P., & Coria, N. (2022). Diet and debris ingestion of skuas on Fildes Peninsula, King George Island, Antarctica. *Marine Pollution Bulletin*.
- Li, W. C., Tse, H. F., & Fok, L. (2016). Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of the Total Environment*, 566–567, 333–349.
- Lozoya, J.P., Rodríguez, M., Azcune, G., Lacerot, G., Pérez-Parada, A., Lenzi, J., Rossi, F. & Teixeira de Mello, F. (2022). Stranded pellets in Fildes Peninsula (King George Island, Antarctica). New Evidence of Southern Ocean connectivity. *Science of the Total Environment*. 838, 155830
- Lv, X., Zhang, J., & Wang, Y. (2024). Enrichment characteristics of microplastics in Antarctic benthic and pelagic fish and krill near the Antarctic Peninsula. *Science of the Total Environment*, 870, 161711.
- Lynch, H. J., & LaRue, M. A. (2014). First global census of the Adélie Penguin. *Auk*, 131(4), 457–466.
- Machado-Gaye, A. L., Kato, A., Chimienti, M., & Soutullo, Á. (2024). Using latent behavior analysis to identify key foraging areas for Adélie penguins in a declining colony in West Antarctic Peninsula. *Marine Biology*.
- Machado-Gaye, A. L., Manta, G., Braun, C., Menéndez-Blázquez, J., Raslan, M., Zaldúa, N., & Soutullo, Á. (2025). Divergent responses of *Pygoscelis* penguins to unfavourable weather conditions in the South Shetland Islands. *Antarctic Science*.
- Mendez-Sanhueza, S., Torres, M., Pozo, K., Del Aguila, G., Hernandez, F., Jacobsen, C., & Echeverry, D. (2023). Microplastics in seabird feces from coastal areas of Central Chile. *Animals*, 13(12), 1964.
- Miller, A. K., Karnovsky, N. J., & Trivelpiece, W. Z. (2009). Flexible foraging strategies of gentoo penguins (*Pygoscelis papua*) over 5 years in the South Shetland Islands, Antarctica. *Marine Biology*.
- Miller, A. K., Kappes, M. A., Trivelpiece, S. G., & Trivelpiece, W. Z. (2010). Foraging-niche separation of breeding Gentoo and Chinstrap Penguins, South Shetland Islands, Antarctica. *The Condor*.
- Noonan, M. J., Grechi, N., Mills, C. L., & de AMM Ferraz, M. (2023). Microplastics analytics: why we should not underestimate the importance of blank controls. *Microplastics and Nanoplastics*, 3(1), 17.
- Pauna, V. H., Buonocore, E., Renzi, M., Russo, G. F., & Franzese, P. P. (2019). The issue of microplastics in marine ecosystems: A bibliometric network analysis. *Marine Pollution Bulletin*.

- Pellegrino, D., La Russa, D., & Barberio, L. (2025). Pollution has no borders: Microplastics in Antarctica. *Environments*, 12(3), 77.
- Perfetti-Bolaño, A., Araneda, A., Muñoz, K., & Barra, R. O. (2022). Occurrence and distribution of microplastics in soils and intertidal sediments at Fildes Bay, Maritime Antarctica. *Frontiers in Marine Science*, 8, 774055.
- Prata, J. C., Castro, J. L., da Costa, J. P., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T., & Cerqueira, M. (2020). The importance of contamination control in airborne fibers and microplastic sampling: Experiences from indoor and outdoor air sampling in Aveiro, Portugal. *Marine pollution bulletin*, 159, 111522.
- Prata, J. C., Reis, V., da Costa, J. P., Mouneyrac, C., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2021). Contamination issues as a challenge in quality control and quality assurance in microplastics analytics. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 123660.
- R Core Team (2024). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Version 4.5.0. <https://www.R-project.org>.
- Raslan García, M. (2023.). Revisión de las Áreas de Importancia para las Aves (IBAs) para *Pygoscelis papua* en las islas Shetland del Sur. Tesis de grado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias.
- Recabarren-Villalón, T., Ronda, A. C., La Sala, L., Sanhueza, C., Díaz, L., Rodríguez Pirani, L. S., Picone, A. L., Romano, R. M., Petracci, P., & Arias, A. H. (2023). First assessment of debris pollution in the gastrointestinal content of juvenile Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) stranded on the west south Atlantic coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 188, 114628
- Ribeiro, F., Duarte, A. C., & da Costa, J. P. (2024). Staining methodologies for microplastics screening. *Trends in Analytical Chemistry*, 158, 115-123.
- Ríos, J. M., Tesitore, G., & de Mello, F. T. (2022). Does color play a predominant role in the intake of microplastics fragments by freshwater fish: an experimental approach with *Psalidodon eigenmanniorum*. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(32), 49457-49464
- Russell, T. M., & Hermanson, V. R. (2025). Avian predator-prey dynamics in a changing climate along the Western Antarctic Peninsula: A scoping review. *PLOS Climate*, 4(7), e0000347.
- Santillán, L., Forero López, A. D., Colombo, C. V., Rimondino, G. N., Malanca, F. E., & De-la-Torre, G. E. (2025). Microplastics in Antarctic penguins and seals in Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 57(1), 2507463.
- Savigny, C. (2021). *Aves del Atlántico Sudoccidental & Antártida*. Ediciones LBN.
- Soutullo, A., Raslan, M., & Machado-Gaye, A. L. (2024). From spatial prioritization to conservation management in the Southern Ocean using the marine IBAs approach. *Biological Conservation*, 259, 109160.

Suaria, G., Achtypi, A., Perold, V., Lee, J. R., Pierucci, A., Bornman, T. G., Aliani, S., & Ryan, P. G. (2020). Microfibers in oceanic surface waters: A global characterization. *Science Advances*.

Van Franeker, J. A., & Bell, P. J. (1988). Plastic ingestion by petrels breeding in Antarctica. *Environmental Pollution*.

Vidal, C., Lozoya, J. P., Tesitore, G., Goyenola, G., & Teixeira-de-Mello, F. (2021). Incidence of Watershed Land Use on the Consumption of Meso and Microplastics by Fish Communities in Uruguayan Lowland Streams. *Water*, 13(11), 1575.

Villanova-Solano, C., Díaz-Peña, F. J., Hernández-Sánchez, C., González-Sálamo, J., González-Pleiter, M., Vega-Moreno, D., Fernández-Piñas, F., Fraile-Nuez, E., Machín, F., & Hernández-Borges, J. (2022). Microplastic pollution in sublittoral coastal sediments of a North Atlantic island: The case of La Palma (Canary Islands, Spain). *Chemosphere*.

Viršek, M. K., Palatinus, A., Koren, Š., Peterlin, M., Horvat, P., & Kržan, A. (2016). Protocol for microplastics sampling on the sea surface and sample analysis. *JoVE (Journal of Visualized Experiments)*, (118), e55161.

Waller, C. L., Griffiths, H. J., Waluda, C. M., Thorpe, S. E., Alamo, I. L., Moreno, B., Pachterres, C. O., & Hughes, K. A. (2017). Microplastics in the Antarctic marine system: An emerging area of research. *Science of The Total Environment*, 598, 220–227

Wilkie Johnston, L., Bergami, E., Rowlands, E., & Manno, C. (2023). Organic or junk food? Microplastic contamination in Antarctic krill and salps. *Biology Letters*, 19(5), 2023.

Zaldúa, N., Zajková, Z., Machado-Gaye, A. L., Franco-Trecu, V., Cosse, M., Ropert-Coudert, Y., Kato, A., & Soutullo, A. (2024). Changing the focus: The need for cross-scale dynamic management in the Southern Ocean and implications for holistic conservation of Antarctic marine living resources. *Marine Policy*.

Zhang, M., Liu, S., Bo, J., Zheng, R., Hong, F., Gao, F., Miao, X., Li, H., & Fang, C. (2022). First Evidence of Microplastic Contamination in Antarctic Fish (Actinopterygii, Perciformes). *Water*, 14(19), 3070.

ANEXO

Tabla 2. Ejemplo de MPs encontrados en el estómago de un individuo de *P. papua*, discriminados según su localización en la pared estomacal o en el contenido estomacal. Se eliminaron de la base de datos aquellos MPs que también aparecieron en los controles, considerando coincidencias en forma, color y tamaño ($\pm 0,2$ mm).

14.10	Número	Forma	Color	Tamaño (mm)
estómago	1	Fibra	roja	0,7
estómago	1	Fibra	azul	1,2
estómago	1	Fibra	azul	1,3
estómago	1	fibra	azul	1,5
estómago	1	fibra	verde	0,5
estómago	1	fibra	azul	1,2
estómago	1	fibra	roja	1
estómago	1	fibra	azul	1
estómago	1	fibra	negro	0,5
estómago	1	fibra	azul	1,5
estómago	1	fibra	negro	1
estómago	1	fibra	azul	2
estómago	1	fibra	azul	1,5
estómago	1	fibra	negro	0,5
estómago	1	fibra	roja	2
estómago	1	fibra	azul	0,5
contenido	1	fibra	negro	1,1
contenido	1	fibra	azul	0,5
contenido	1	fibra	negro	3
contenido	1	fibra	negro	0,5
contenido	1	fibra	azul	3
contenido	1	fibra	negro	0,5
contenido	1	fibra	azul	1,5
TOTAL	23			
BLANCO			negro	1
			negro	1
CONTROL			-	

Tabla 3. Tabla 2 corregida eliminando el número de MPs encontrados en los controles.

14.10	Número	Forma	Color	Tamaño (mm)
estómago	1	Fibra	rojo	0,7
estómago	1	Fibra	azul	1,2
estómago	1	Fibra	azul	1,3
estómago	1	fibra	azul	1,5
estómago	1	fibra	verde	0,5
estómago	1	fibra	azul	1,2
estómago	1	fibra	rojo	1
estómago	1	fibra	azul	1
estómago	1	fibra	negro	0,5
estómago	1	fibra	azul	1,5
estómago	1	fibra	azul	2
estómago	1	fibra	azul	1,5
estómago	1	fibra	negro	0,5
estómago	1	fibra	rojo	2
estómago	1	fibra	azul	0,5
contenido	1	fibra	azul	0,5
contenido	1	fibra	negro	3
contenido	1	fibra	negro	0,5
contenido	1	fibra	azul	3
contenido	1	fibra	negro	0,5
contenido	1	fibra	azul	1,5
TOTAL	21			