



Universidad de Concepción



FACULTAD DE CIENCIAS
AMBIENTALES

Concentraciones y composición de microplásticos en sedimentos estuarinos de la región del Biobío, Chile: Influencia de la actividad antropogénica cercana

Habilitación presentada para optar al título de
Ingeniera Ambiental

Angélica Belén Cáceres González

CONCEPCIÓN (Chile), 2023



Universidad de Concepción



FACULTAD DE CIENCIAS
AMBIENTALES

Concentraciones y composición de microplásticos en sedimentos estuarinos de la región del Biobío, Chile: Influencia de la actividad antropogénica cercana

Habilitación presentada para optar al título de
Ingeniera Ambiental

Alumna: Angélica Belén Cáceres González

Profesor guía: Dr. Ricardo Barra
Profesor co-guía: Dr. Alberto Araneda

CONCEPCIÓN (Chile), 2023

“Concentraciones y composición de microplásticos en sedimentos estuarinos de la región del Biobío, Chile: Influencia de la actividad antropogénica cercana”

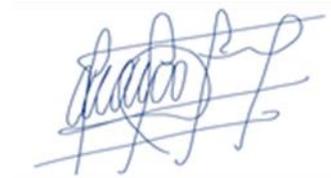
Profesor Guía: Dr. Ricardo Barra Ríos



Profesor Co- Guía: Dr. Alberto Araneda Castillo



Profesor Comisión: Dr. Mauricio Aguayo Arias



CONCEPTO: APROBADO CON DISTINCIÓN MÁXIMA

Conceptos que se indica en el Título

- ✓ Aprobado por Unanimidad : (En Escala de 4,0 a 4,9)
- ✓ Aprobado con Distinción (En Escala de 5,0 a 5,6)
- ✓ Aprobado con Distinción Máxima (En Escala de 5,7 a 7,0)

Concepción, agosto 2023

Índice

Agradecimientos	i
Resumen	ii
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES	3
2.1. Evolución del plástico	3
2.2. Microplásticos	4
2.3. Problemática	5
2.4. Situación en Chile	7
2.5 Estuarios	8
2.5.1. Estuario Lenga.....	13
2.5.2. Estuario Tubul-Raqui.....	13
3. METODOLOGÍA	14
3.1. Área de estudio	14
3.2. Muestreo y análisis	15
3.2.1. Toma de muestras	15
3.2.2. Análisis microplásticos.....	17
3.2.3. Análisis parámetros físico-químicos.....	20
3.2.4. Análisis estadístico	21
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	22
o Estuario Lenga	27
o Estuario Tubul-Raqui	32
4.1. Comparativa estuarios.....	39
4.2. Análisis principales componentes ambientales (PCA)	41

4.3. Aporte a los objetivos de desarrollo sostenible (ODS)	50
5. CONCLUSIONES.....	52
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56
7. ANEXOS	67
Equipos y materiales.....	67

Índice de figuras

Figura N° 1: Evolución en la publicación de microplásticos en la literatura sobre sedimentos.....	4
Figura N° 2: Distribución y bio-ocurrencia de (A) Desechos marinos, y (B) Microplásticos a lo largo de Chile continental e insular. Los colores indican el tipo de muestra analizada (biótica y abiótica).	8
Figura N°3: Ubicación geográfica de estuario Lengua y Tubul-Raqui.....	14
Figura N° 4: Puntos de muestreo, estuario Lengua.....	16
Figura N° 5: Puntos de muestreo, estuario Tubul-Raqui.	16
Figura N° 6: Estereomicroscopio binocular.	17
Figura N° 7: Espectrómetro FT/IR 4600 Jasco.....	18
Figura N° 8: Parámetros físico-químicos de sedimento donde (A) Materia orgánica, (B) pH y (C) Tamaño partículas sedimento.....	24
Figura N° 9: Partículas microplásticos según (A) Cantidad total, y (B) Punto de muestreo.....	26
Figura N° 10: Clasificación microplásticos según tipo polímero y estuario.	27
Figura N° 11: Compuestos estuario Lengua.....	30
Figura N° 12: Partículas microplástico estuario Lengua.	31
Figura N° 13: Partículas no plásticas, estuario Lengua.	31
Figura N° 14: Espectro y descripción química de compuesto polimérico.....	35
Figura N° 15: Compuestos estuario Tubul-Raqui.	35
Figura N° 16: Partículas microplástico, estuario Tubul-Raqui.....	36
Figura N° 17: Partículas no plásticas, estuario Tubul-Raqui.....	36

Figura N° 18: Ejemplos de espectros obtenidos en estuarios, donde (A) PE, (B) EPDM, (C) PA, (D) PU, (E) PVC.	38
Figura N° 19: Análisis de componentes principales (PCA) entre tipos de microplásticos y variables físico-químicas del sedimento.	44
Figura N° 20: Ejemplo de sumatoria transversal realizada, estuario Lenga.	45
Figura N° 21: Ejemplo de sumatoria transversal realizada, estuario Tubul-Raqui.	45
Figura N° 22: Interpolación concentraciones de MP, estuario Lenga.	48
Figura N° 23: Interpolación concentraciones de MP, estuario Tubul-Raqui (brazo Tubul).....	49
Figura N° 24: Interpolación concentraciones de MP, estuario Tubul-Raqui (brazo Raqui).	50

Índice de tablas

Tabla N° 1: Recopilación de estudios de análisis de microplásticos realizados en distintos estuarios a nivel mundial.	11
Tabla N° 2: Parámetros físico-químicos de sedimento según estuario.	24
Tabla N° 3: Sumatorias de cantidad de partículas MP por estuario.	46

Agradecimientos

Primero que todo agradecer a mi familia, quienes desde un comienzo estuvieron siempre apoyándome y haciendo que todo este proceso fuera posible, que a pesar de la distancia siempre encontraron la manera de estar acompañándome y alentándome en los buenos y malos momentos.

También darles las gracias a mis amigos, compañeros de universidad, quienes se convirtieron en mi segunda familia, donde juntos pudimos compartir y crecer en esta etapa. Agradezco profundamente a cada uno de ellos por su apoyo, cariño y preocupación hacia mí.

Como también expresar mi reconocimiento a los profesores, Dr. Ricardo Barra y Dr. Alberto Araneda, por confiar en mí y en mis habilidades para llevar a cabo esta etapa, por siempre estar dispuestos a ayudarme, por entregarme todas las herramientas necesarias y por guiarme en este extenso camino.

Por último, resaltar la generosidad y buena disposición de todas las personas que me ayudaron y guiaron en el proceso, a los laboratorios de Biomarcadores y Sedimentología del Centro-EULA, como también a la Universidad Adolfo Ibáñez y al profesor Dr. Marco Lardies, por brindar la oportunidad de trabajar en su laboratorio y así poder finalizar los análisis. Al igual que, al Instituto Milenio en Socio-Ecología Costera (SECOS) por su apoyo financiero durante esta etapa.

Muchas gracias.

Resumen

La producción de plástico actualmente ha llegado a niveles extremadamente altos, llegando a estar presente en prácticamente todos los ámbitos de la vida diaria de las personas. Sin embargo, hace un par de décadas se comenzaron a observar las consecuencias de su uso masivo y pobres medidas de disposición final, ya que, al ser un producto altamente persistente, a pesar de su degradación, está comenzando a estar presente en ambientes de manera continua, afectando los ecosistemas y seres vivos.

Siguiendo la misma línea, nacen los microplásticos, los cuales hacen referencia a partículas de plástico con un diámetro igual o menor a 5 milímetros hasta 1 μm . Estos pueden venir de dos fuentes principales; las primarias, cuando son partículas que se crean originalmente en un tamaño pequeño cuyo uso se da en muchos productos del cuidado personal y que son liberadas directamente al ambiente, y las secundarias, identificadas como las que se generan debido a la degradación de productos de plástico de mayor tamaño.

Actualmente, existe una gran preocupación debido a los posibles efectos que los microplásticos pueden generar tanto en el ambiente como en la salud humana, debido principalmente a sus características de elevada persistencia y tamaño reducido, siendo confundidos, por ejemplo, como alimento por algunas especies. Por esta razón, se realizó un estudio para poder evaluar la presencia de microplásticos específicamente en dos estuarios de la región del Biobío, el estuario de Lenga con una gran influencia antrópica, y el estuario Tubul-Raqui el cual se mantiene menos intervenido. Se decidió optar por estudiar estos ecosistemas debido a que los estuarios son identificados como una zona de interfaz entre los ríos y los océanos, e incluso, han sido identificados como sumideros de microplásticos. Además, actualmente en América del Sur, y sobre todo haciendo un énfasis en Chile, los estudios que se enfoquen en determinar la presencia de microplásticos específicamente en ambientes estuarinos son muy escasos, por lo

cual, hasta el momento se desconoce el escenario a nivel país en relación con dicho tipo de contaminante emergente.

En ambos estuarios se encontraron partículas de microplástico en casi todos los puntos de muestreo de sedimentos estuarinos, sumando un total de 94 partículas/ml total de sedimento analizado de todos los puntos en Lenga y lo mismo para Tubul-Raqui, donde se encontraron 56 partículas/ml total de sedimento. En ambos casos, los tipos de microplásticos más frecuentes fueron las fibras y espuma. La concentración de MP fue significativamente mayor en el estuario Lenga, lo cual indica que la intensidad de las fuentes antrópicas influye directamente en las concentraciones de microplásticos observadas en estos estuarios. Este estudio representa un primer reporte de la ocurrencia de microplásticos en ambientes estuarinos de la región, por lo que es importante seguir avanzando en la misma línea y comenzar a implementar medidas preventivas en cuanto a la contaminación por microplásticos tanto en los estuarios como en los demás ecosistemas.

1. INTRODUCCIÓN

Debido a la gran versatilidad del plástico y sus múltiples aplicaciones y usos en la vida cotidiana, se ha convertido en un material que durante las últimas décadas ha crecido de manera radical (Giraldez Alvarez et al., 2020). Sin embargo, ha pasado a ser un problema debido a su alta persistencia en el ambiente y a su mala disposición final, considerando además que cada año ingresan millones de toneladas de plástico a los océanos (Paredes-Osses et al., 2021) siendo en la actualidad un tema de estudio importante de analizar para poder determinar las consecuencias que se pueden desencadenar en el ambiente.

A causa de los múltiples factores de degradación tanto físicos como químicos que afectan a los plásticos, han dado origen a los microplásticos (MP) los cuales son partículas con un diámetro que no supera los 5 milímetros, y que, actualmente son reconocidos como un problema de contaminación medioambiental a escala mundial, afectando ecosistemas tanto terrestres como acuáticos (Wang et al., 2023), donde además se ha evidenciado que afectan de manera directa e indirecta a las flora, como también a la fauna (Razi et al., 2021).

Particularmente en Chile, la información sobre microplásticos es relativamente escasa, existiendo algunos estudios de dicho contaminante en componentes ambientales como suelo y agua, y en organismos como peces, entre otros (Paredes-Osses et al., 2021). Aun así, siguen existiendo ecosistemas a los cuales no se les ha prestado la suficiente atención en comparación con otros países. Tal caso es el de los estuarios, los cuales tienen un gran valor ecológico gracias a los servicios y beneficios que otorgan (Almeida et al., 2023), siendo definidos también como sistemas altamente productivos, logrando dispensar grandes aportes de energía a las áreas costeras adyacentes (Stuardo & Valdovinos, 1989).

Por lo tanto, es relevante poder estudiar dichos ecosistemas para obtener más información acerca de su contaminación por microplásticos, ya que, según Almeida

et al., (2023) los estuarios se han visto sistemáticamente contaminados principalmente por plástico, e incluso, se estima que son ecosistemas que deben ser considerados como hot spots de microplásticos (Firdaus et al., 2020).

En consecuencia, se seleccionaron como área de estudio dos estuarios de Chile pertenecientes a la región del Biobío; el estuario Lenga y el estuario Tubul-Raqui respectivamente, los cuales presentan diferencias en cuanto a las actividades antrópicas que se desarrollan en las cercanías y, por lo tanto, en los niveles de los impactos ambientales que reciben.

1.1. Pregunta de investigación

La intensidad de la actividad antropogénica a los ambientes estuarinos es un factor clave que determina las variables cuantitativas y cualitativas de los microplásticos presentes.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo general

Comparar las concentraciones y composiciones de microplásticos presentes en sedimentos estuarinos de la región del Biobío con distinta influencia antrópica.

1.2.2. Objetivos específicos

- Analizar parámetros físico-químicos de los sedimentos estuarinos.
- Determinar la concentración y composición de los microplásticos presentes en cada estuario y su relación con parámetros físico-químicos.
- Comparar la distribución de microplásticos a lo largo de los puntos de muestreo de cada estuario.

2. ANTECEDENTES

2.1. Evolución del plástico

Durante las últimas décadas, la producción de plástico ha crecido de manera exponencial, desde 1950 hasta la actualidad, llegando a una producción mundial de aproximadamente 360 millones de toneladas anuales (Yang et al., 2021). Los plásticos actualmente representan aproximadamente el 54% de la masa global de desechos humanos, donde gran parte de ellos se desecha o se acumula en vertederos o en el medio ambiente después de un uso generalmente breve (Correa-Araneda et al., 2022).

Los plásticos en general son altamente versátiles debido a sus propiedades como baja densidad, baja conductividad térmica y eléctrica, resistencia a la corrosión y bajo costo de producción, lo cual contribuye a una fácil y alta fabricación, siendo utilizado en una amplia gama de productos (Frias & Nash, 2019), llegando a estar presentes en todas partes de la vida diaria, desde textiles hasta envoltorios de alimentos, productos electrónicos, productos de cuidado personal, artículos de papelería, e incluso el complejas piezas de ingeniería como naves espaciales (Peng et al., 2017; Da Costa et al., 2018).

Su amplio uso y durabilidad han implicado a que los plásticos se conviertan en un contaminante persistente en muchos entornos (Hitchcock & Mitrovic, 2019). En consecuencia, los plásticos son considerados uno de los contaminantes ambientales más graves a escala mundial (Correa-Araneda et al., 2022) incluso, durante los últimos años se han convertido lentamente en una amenaza ambiental global con una distribución ubicua en los ecosistemas marinos y de agua dulce, debido principalmente a las condiciones ambientales de los ecosistemas como las corrientes de agua, la radiación solar, la abrasión y otras interacciones, logrando que los artículos de plástico se degraden y fragmenten, dando origen a los microplásticos (Frias & Nash, 2019).

2.2. Microplásticos

Durante las últimas décadas, gran parte de las investigaciones enfocadas en microplásticos comenzó a producirse a partir del año 2004 (van Cauwenberghe et al., 2015). Sin embargo, casi la totalidad de investigaciones comenzaron entre los años 2011 y 2015 (Figura N°1), donde se observa un incremento notable de publicaciones relacionadas a los microplásticos en comparación con años anteriores.

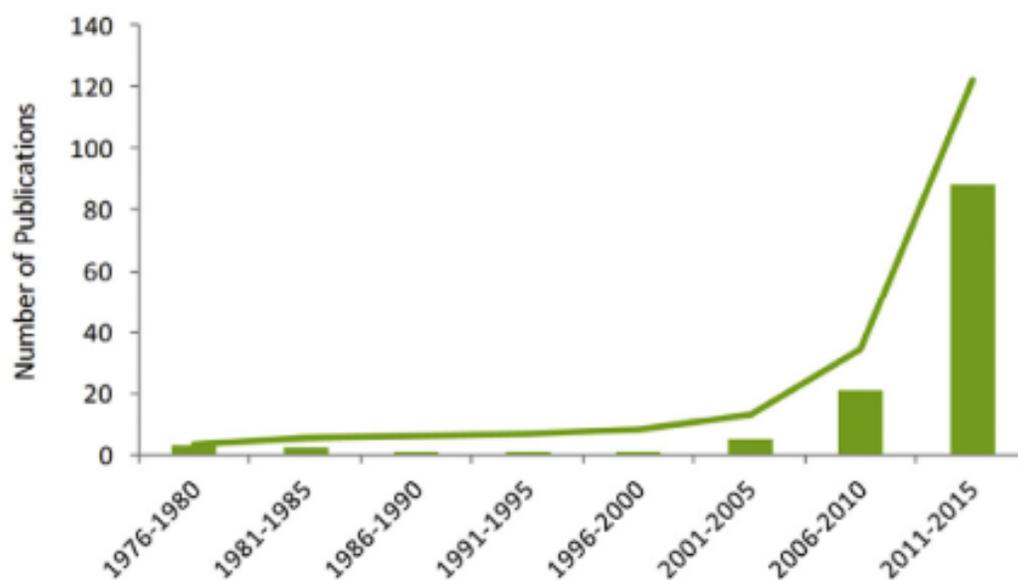


Figura N° 1: Evolución en la publicación de microplásticos en la literatura sobre sedimentos.

Fuente: van Cauwenberghe et al., (2015).

Actualmente, aún se encuentra en discusión la definición específica para los “microplásticos”, ya que las múltiples definiciones existentes tienen diferencias entre sí en cuanto al rango del tamaño de las partículas. Por ejemplo, según Paredes-Osses et al., (2021) existen distintas clasificaciones para los fragmentos de plástico, en donde los microplásticos abarcan el rango entre 1 y 1000 μm , y los fragmentos de tamaño superior o inferior adquieren otra categoría; macroplásticos (mayores a 1 cm), mesoplásticos (entre 1 y 10 mm) y nanoplásticos (entre 1 y 1000 nm). Mientras que, por otra parte, el Grupo Conjunto de Expertos sobre los Aspectos

Científicos de la Protección del Medio Marino (GESAMP, por sus siglas en inglés) define los microplásticos como “partículas de plástico de menos de 5 mm de diámetro, que incluyen partículas en el rango nanométrico” (Giraldez Alvarez et al., 2020). Sin embargo, en cuanto al rango nanométrico han existido ciertos debates sobre su consideración dentro de la definición de microplásticos, caso contrario ocurre con el umbral superior de los microplásticos, ya que existe un consenso amplio que lo define en 5 mm (Woods et al., 2021). Para este estudio, se consideraron partículas de microplástico las que estuvieran comprendidas en el rango de 5 mm a 1 μm específicamente.

Ahora, en cuanto a las fuentes de los microplásticos, existen dos clasificaciones; como primarios cuando se diseñaron originalmente en un tamaño pequeño para ser utilizado, por ejemplo, en limpiadores faciales. Y secundarios, cuando derivan de artículos más grandes y que han pasado por un proceso de erosión y fragmentación (Paredes-Osses et al., 2021), como, por ejemplo, los artículos provenientes de áreas como la construcción, automotrices, productos para el hogar, productos electrónicos, entre otros, llegando a ser la principal fuente de microplásticos en el ambiente (Yang et al., 2021).

2.3. Problemática

Los microplásticos se han convertido en una gran preocupación debido a su persistencia y posibles consecuencias para la vida silvestre, e incluso, salud humana (Gerolin et al., 2020). Asimismo, Defontaine et al., (2020) indica que uno de los factores de por qué los microplásticos representan una creciente amenaza para los ecosistemas marinos, es debido a que la dimensión de los microplásticos es similar a la de los sedimentos y organismos planctónicos, por lo cual, suelen ser confundidos con alimento e ingeridos por la biota marina. Los efectos que se generan en la fauna pueden ser a través de mecanismos físicos como la obstrucción, o por efectos toxicológicos debido a la naturaleza de los plásticos o compuestos que adsorben (Hitchcock & Mitrovic, 2019), ya que los microplásticos

tienen el potencial de adsorber contaminantes químicos (Giraldez Alvarez et al., 2020).

Además, según un informe publicado por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente ((UNEP), 2023) dentro de la composición de las partículas plásticas no se encuentra únicamente una matriz polimérica, sino que también otros compuestos como plastificantes o aditivos donde se destacan pigmentos y estabilizadores, entre otros. Asimismo, en cuanto a la producción de plásticos se asocian más de 13.000 sustancias químicas, de las cuales más de la mitad de ellas han sido analizadas por sus propiedades peligrosas donde se incluyen carcinogenicidad, mutagenicidad, alteraciones endocrinas, ecotoxicidad para los organismos acuáticos, entre otros. Por lo tanto, es de suma importancia tener en consideración que las partículas plásticas desde su producción ya podrían estar conteniendo ciertas sustancias químicas peligrosas, lo cual puede empeorar aún más debido a la capacidad que tienen para adsorber otros contaminantes químicos que pudieran estar presentes en el ambiente.

En consecuencia, tal como lo indica Alfonso et al., (2021), el compartimiento biológico en las vías de los microplásticos es altamente significativo y complejo ya que se relaciona directamente con los procesos de bioacumulación y biomagnificación a través de las redes tróficas, lo cual puede llegar a generar efectos potenciales en las especies como los mencionados anteriormente, junto con otros casos tales como el bloqueo de los intestinos, abrasión del sistema digestivo, reducción de las tasas de crecimiento, deficiencia reproductiva (Defontaine et al., 2020), entre otros.

Además, es importante destacar que, en cuanto a la movilidad y dispersión de los microplásticos no todos quedan de manera estática en un lugar. Según Gerolin et al., (2020), se han logrado observar microplásticos en lugares remotos con nula influencia antropogénica directa, es decir, áreas deshabilitadas y distantes, lo cual demuestra una capacidad de dispersión de las partículas altamente compleja y que aún no se conoce ni estudia en su totalidad. Como, por ejemplo, se han encontrado

partículas de microplásticos en islas oceánicas remotas, sedimentos de agua profundas, el océano Ártico, el monte Everest (Correa-Araneda et al., 2022) y otras partes del mundo en donde Chile no es la excepción. Asimismo, también se han detectado microplásticos en agua en envases plásticos y en alimentos como la miel, e incluso en bolsas de té, leche y cerveza (Paredes-Osses et al., 2021).

2.4. Situación en Chile

A nivel país, la contaminación por microplásticos en zonas costeras es un problema particularmente agudo en Chile, al ser un país con más de 4.000 km de costa a lo largo del océano pacífico donde existen variados entornos, actividades industriales y biodiversidad (Paredes-Osses et al., 2021).

Durante los últimos años, se han realizado diversos estudios enfocados en evaluar la presencia de microplásticos en distintos componentes ambientales y especies a lo largo del país, como, por ejemplo, en la figura N°2 se pueden observar los resultados obtenidos de un estudio, donde se encontró la presencia de microplásticos en especies de zonas remotas del país, como, por ejemplo, en el contenido estomacal de centollas australes (*Lithodes santolla*) de la Bahía de Nassau en Cabo de Hornos. Asimismo, otros estudios realizados en el país han encontrado partículas de microplásticos en ambientes extremadamente remotos como, por ejemplo, en sedimentos de la Isla Ardley (Perfetti-Bolaño et al., 2022) y en columnas de aguas costeras entre los campos de hielo norte y sur en la Patagonia (Castillo et al., 2020).

Sin embargo, existen algunos ecosistemas que, tanto a nivel mundial, pero sobre todo a nivel nacional no han sido tan estudiados y no se les ha prestado la suficiente atención a los cambios o niveles de contaminación que pudieran estar produciéndose, un caso en particular son los estuarios. Estos ecosistemas son un punto clave para la investigación de microplásticos debido a que son puertas de entrada para la transferencia de dichas partículas desde las aguas interiores a hacia los ambientes marinos (Ta & Babel, 2020). Sin embargo, en Chile, actualmente los

estudios sobre microplásticos en estos ambientes estuarinos son prácticamente nulos, ya que la mayor parte de estudios de dicha índole, según (Ta & Babel, 2020) se concentra en Europa, América del Norte y la zona de Asia oriental principalmente, lo cual es preocupante ya que, debido a la importancia ecológica de los estuarios, deberían ser ecosistemas constantemente monitoreados y estudiados para así velar por su cuidado y conservación en el tiempo.

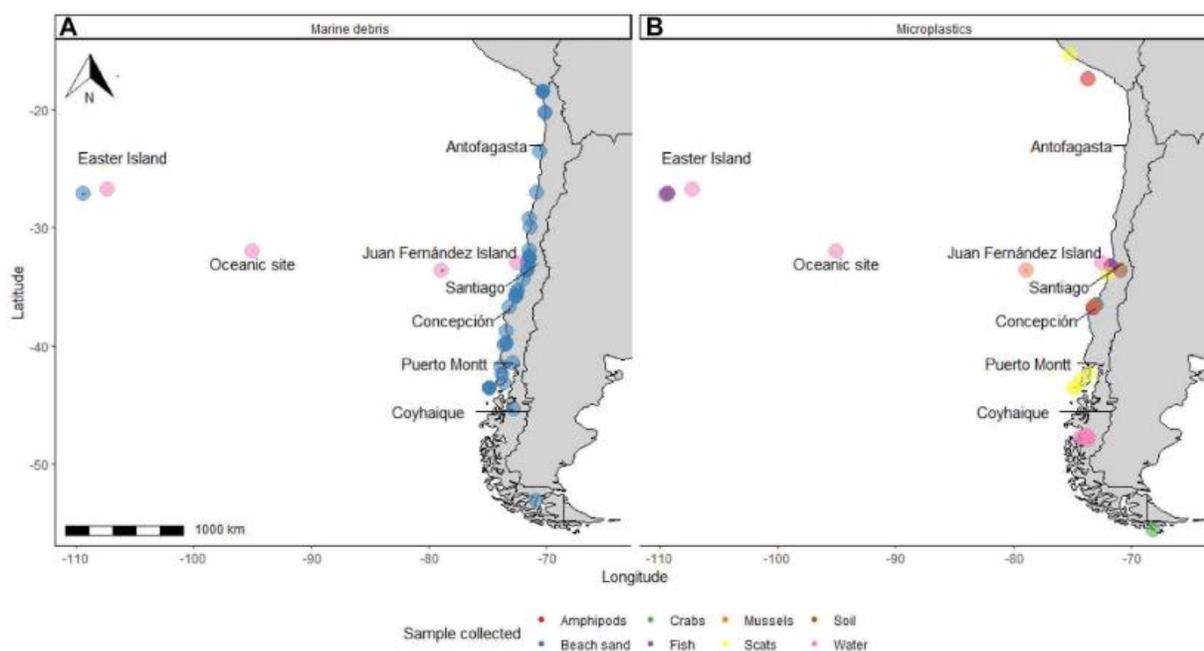


Figura N° 2: Distribución y bio-ocurrencia de (A) Desechos marinos, y (B) Microplásticos a lo largo de Chile continental e insular. Los colores indican el tipo de muestra analizada (biótica y abiótica).

Fuente: Paredes-Osses et al., (2021).

2.5 Estuarios

Los estuarios son definidos como una masa de agua costera parcialmente cerrada que se encuentra abierta al mar de manera constante o periódica, en la que existe una variación medible de salinidad debido a la mezcla de agua de mar con agua dulce derivada del drenaje terrestre (Potter et al., 2010).

Por lo tanto, al encontrarse en la interfaz entre agua dulce y los sistemas marinos, proporcionan hábitats para un conjunto diverso de especies, como mariscos, peces y aves (Alava et al., 2021). Además, son sistemas capaces de modificar de manera significativa el flujo de nutrientes de la tierra al mar, provenientes de fuentes de agua dulce, tales como ríos, aguas subterráneas, atmósfera y descargas directas, y del intercambio con aguas de alta mar (Jickells et al., 2014).

Según lo indicado por Stuardo & Valdovinos (1989) los estuarios cumplen un rol altamente relevante como sitios de producción, desarrollo y crecimiento de muchas especies de animales y plantas estuarinas, como también de muchas especies marinas que remontan hacia el estuario durante su período reproductivo.

Debido a los múltiples usos del plástico, existen diversos residuos que entran al océano en donde se han identificado varias rutas de transporte, encontrando entre ellas a los ríos. Según Defontaine et al., (2020) se estima que entre 1,15 y 2,41 millones de toneladas de residuos plásticos son liberados al océano cada año a través de los ríos. Y, debido a la ubicación geográfica de los estuarios, identificada como una zona de interfaz entre el océano y los ríos, son considerados *hot spots* de contaminación por microplásticos (Firdaus et al., 2020), y, en consecuencia, un punto clave para obtener información sobre los microplásticos y sus mecanismos de dispersión.

Además, se debe tener en consideración que, según Pazos et al., (2021) en las zonas costeras de muchos estuarios se suelen desarrollar actividades industriales y portuarias, como también, vertidos de aguas residuales, lo cual transforma a los estuarios en ecosistemas altamente vulnerables. Además, se debe considerar que son ecosistemas que tienen una alta biodiversidad de especies, las cuales se pueden ver afectadas por las partículas de plástico provocando respuestas tóxicas, ya sea por exposición química o por estrés mecánico, el cual es inducido por las partículas (Pegado et al., 2018).

Por lo mismo, esto ha generado un interés en a nivel mundial, donde en otros países ya se han comenzado a estudiar la presencia, e incluso, distribución de microplásticos en ambientes estuarinos, en donde efectivamente sí se han encontrado dichas partículas en la totalidad de ambientes estudiados, como, por ejemplo, en el estuario de Changjigang, China (Peng et al., 2017), el estuario de Clyde, Bega y Hunter ubicados en la costa sureste de Australia (Hitchcock & Mitrovic, 2019), el estuario de Adour, Francia (Defontaine et al., 2020), entre otros.

En la tabla N°1 se observan algunos de los estudios realizados en estuarios a nivel mundial, en donde se especificó el componente ambiental que fue analizado en cada caso, siendo los sedimentos el componente ambiental que predomina, como también el tipo de microplástico encontrado en mayor cantidad. Si bien, los estudios son realizados en distintas áreas del mundo, en la mayoría de los resultados se destacan los microplásticos asociados a fibras y fragmentos principalmente. Estos resultados, permiten poder realizar inferencias en cuanto a las posibles fuentes de los microplásticos, por ejemplo, en el caso de las fibras, se asocian básicamente a las ámbitos que se relacionen con la fabricación de ropa sintética, cuerdas, líneas de pesca y otros productos textiles principalmente (Choong et al., 2021), mientras que, en el caso de los fragmentos, se puede inferir que probablemente provienen de la descomposición de productos de plástico más grandes, tales como envases, vajillas o juguetes (Ta & Babel, 2020).

Por último, cabe destacar que no se encontró ningún estudio con relación a los microplásticos realizado en estuarios de Chile, es más, en Latinoamérica en general la información fue relativamente escasa en comparación a otros países. Por lo mismo, se recalca la poca atención que Chile ha puesto en el rol que cumplen los estuarios y en el poco conocimiento geográfico que se tiene de ellos, a pesar de su reconocida importancia a nivel mundial (Stuardo & Valdovinos, 1989).

Tabla N° 1: Recopilación de estudios de análisis de microplásticos realizados en distintos estuarios a nivel mundial.

País	Estuario	Componente ambiental analizado	Tipo de MP dominante	Referencia
China	Changjiang	Sedimentos	Fibras	(Peng et al., 2017)
	Río Jiulong	Columna de agua y sedimentos	Fragmentos	(Wu et al., 2022)
	Liaohe	Sedimentos	Fragmentos y film	(Xu et al., 2020)
	Yangtze	Sedimentos y aguas superficiales	Fibras	(Y. Li et al., 2020)
Francia	Adour	Columna de agua	Films y fragmentos	(Defontaine et al., 2020)
Argentina	Río de la Plata	Sedimento intermareal y agua	Fibras	(Pazos et al., 2021)
Indonesia	Jagir	Sedimentos	Fibras	(Firdaus et al., 2020)
México	Tecolutla	Agua, sedimento y especies de peces comerciales	Fibras	(Sánchez-Hernández et al., 2021)
Malasia	Río Baram	Sedimentos y aguas superficiales	Fragmentos	(Choong et al., 2021)
	Terengganu	Columna de agua y zooplancton	Fibras	(Taha et al., 2021a)

India	Kayamkulam	Sedimentos	Fibras	(Radhakrishnan et al., 2021)
EE. UU.	Puerto de Charleston	Sedimentos y aguas superficiales	Fibras	(Leads & Weinstein, 2019)
Canadá	Cowichan-Koksilah	Sedimentos	Fragmentos	(Alava et al., 2021)
Australia	Hunter, Bega y Clyde	Columna de agua	Fragmentos	(Hitchcock & Mitrovic, 2019)
Tailandia	Río Chao Phraya	Sedimentos y aguas superficiales	Fragmentos	(Ta & Babel, 2020)
Bangladesh	Río Karnaphuli	Sedimentos	Films	(Rakib et al., 2022)

Fuente: Elaboración propia.

Según lo observado, gran parte de los estudios en estuarios se centra en estudiar los sedimentos. Uno de los motivos recae en lo indicado por van Cauwenberghe et al., (2015) quien sugiere que los sedimentos son un sumidero a largo plazo para los microplásticos. Donde incluso, asegura que algunos plásticos con densidad inferior a la del agua no quedan en la columna de esta de manera indefinida, ya que, pueden sufrir una modificación de su densidad, llegando así a los sedimentos.

Según Firdaus et al., (2020) una explicación de ello es debido a los procesos de degradación, agregación y biofouling. El biofouling fue definido como una acumulación de materia biológica en las superficies de las partículas con la creación de biofilms por parte de los microorganismos, lo cual puede causar un aumento de la densidad de los microplásticos, superando la densidad del agua y causando el hundimiento de estos.

Además, Alava et al., (2021) indica que los sedimentos son matrices abióticas estables que, al servir como sumidero, permiten además investigar patrones de

deposición, como también la exposición de los ecosistemas costero-marinos y estuarinos. Donde, en este último ecosistema se hará un enfoque de manera particular.

2.5.1. Estuario Lenga

El estuario de Lenga (36°45' S; 73°10' W) es un pequeño estuario (3,2 km²) ubicado en la Bahía de San Vicente, Región del Biobío, Chile. Donde ha sido impactado por un complejo industrial químico que incluye una refinería de petróleo, una acería e industrias químicas (Díaz-Jaramillo et al., 2011), sufriendo una fuerte industrialización de su área costera adyacente, lo cual, junto con el desarrollo económico de la cuenca del Biobío han influido de manera considerable en el ecosistema (Pozo et al., 2014).

2.5.2. Estuario Tubul-Raqui

El estuario Tubul-Raqui (37°14' S; 73°26'W) se ubica en la parte sur del Golfo de Arauco, Región del Biobío, Chile. Se encuentra formado por dos afluentes principales de origen costero, los sistemas Tubul y Raqui los cuales tienen una superficie de drenaje de 98 y 176 km² respectivamente (Daniel et al., 2013). Dichos sistemas, están insertos en una pequeña cuenca de tipo costero con una importante zona de marismas y que, a diferencia del estuario de Lenga, no están impactados por procesos industriales, representando una baja influencia antrópica (Díaz-Jaramillo et al., 2011). Además, es considerado el más importante de la región debido a su gran extensión, donde alberga una importante biodiversidad (Valdovinos et al., 2010).

3. METODOLOGÍA

3.1. Área de estudio

Para recolectar y obtener las muestras de sedimento, se hizo un enfoque en dos estuarios de la región del Biobío (figura N°3); el estuario de Lengua y el estuario de Tubul-Raqui, ubicados en la Bahía de San Vicente y en la parte sur del Golfo de Arauco respectivamente.

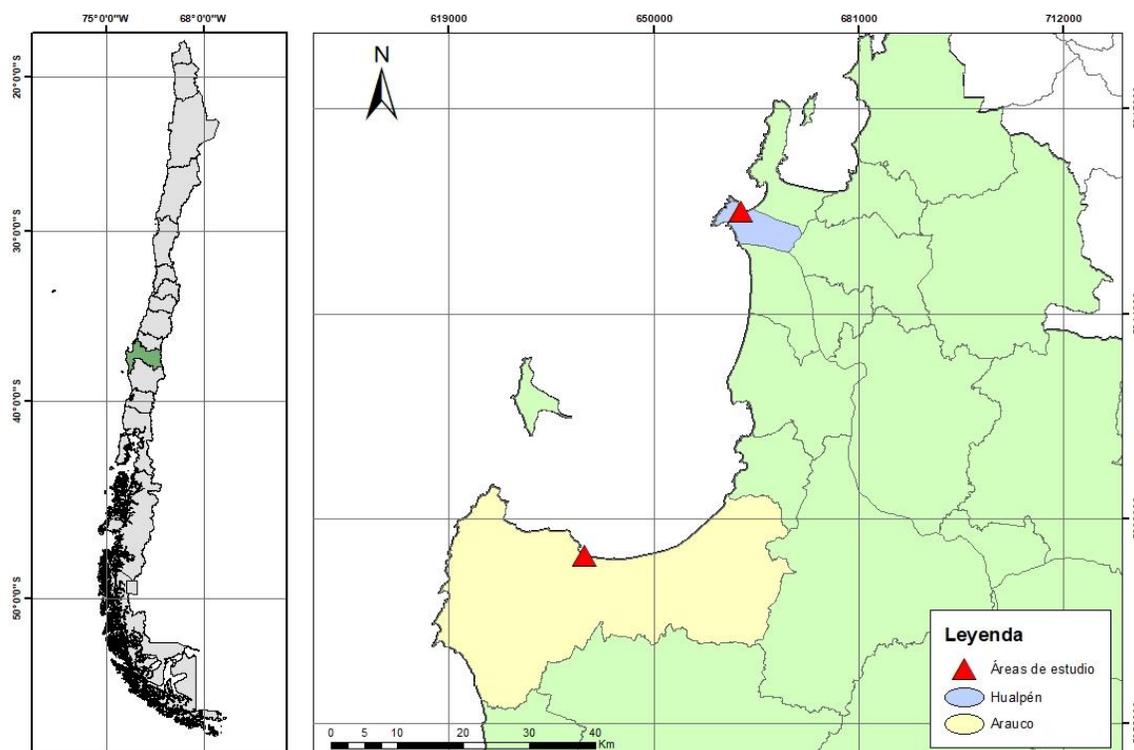


Figura N°3: Ubicación geográfica de estuario Lengua y Tubul-Raqui.

Fuente: Elaboración propia.

3.2. Muestreo y análisis

Tanto para el muestreo como para el análisis de laboratorio, se utilizaron múltiples materiales y equipos, los cuales se muestran en el Anexo 1 en mayor detalle. Ahora, comenzando por el muestreo se tiene:

3.2.1. Toma de muestras

La obtención de muestras se realizó en primavera del año 2022, en donde en cada estuario se seleccionaron 18 puntos de muestreo considerando tanto los extremos del estuario como los puntos medios tal como se observa en las figuras N°4 y N°5. Las muestras fueron recolectadas utilizando una draga tipo Van Veen (Radhakrishnan et al., 2021) en donde se obtuvieron entre 200-300 gramos de sedimento aproximadamente. Una vez extraído, el sedimento se homogeneizó en una bandeja metálica para luego ser almacenado en bolsas de papel aluminio que posteriormente se guardaron en bolsas herméticas, ambas previamente rotuladas. Luego, las muestras se guardaron en un cooler para su transporte hasta el laboratorio en donde se refrigeraron a 4°C hasta su posterior análisis. Las muestras se hicieron por duplicado, considerando la posibilidad de pérdida y/o contaminación de alguna muestra en particular, como también, cada uno de los materiales utilizados para la recolección se lavaron previamente con agua con la finalidad de evitar la contaminación de las muestras.



Figura N° 4: Puntos de muestreo, estuario Lengua.

Fuente: Elaboración propia.



Figura N° 5: Puntos de muestreo, estuario Tubul-Raqui.

Fuente: Elaboración propia.

3.2.2. Análisis microplásticos

Para el análisis de las partículas, es importante mencionar que se necesitan dos equipos principalmente, los cuales corresponden a un estereomicroscopio y un espectrómetro FT/IR, los cuales se detallan a continuación:

- **Microscopio de disección**

El microscopio de disección también conocido como estereomicroscopio es un equipo que permitirá observar y extraer las partículas de microplástico retenidas luego de realizar la extracción. En este caso se utilizó un estereomicroscopio modelo Olympus SZ61, el cual se puede observar en la figura N°6, este equipo, al utilizar dos trayectorias ópticas separadas permite una visión tridimensional del objeto de interés, con acercamientos de 10 a 40 veces la distancia real (Pérez Hoyos, 2018). Por lo cual, se utilizó para poder determinar la cantidad de partículas de microplástico y también observar los tipos de microplásticos encontrados, ya sean fibras, fragmentos, espuma o film.



Figura N° 6: Estereomicroscopio binocular.

Fuente: University of Alberta, Department of Biological Sciences. (2018). Recuperado de <https://era.library.ualberta.ca/items/df7b693f-cac0-494e-93f3-f5fa07389d8d>

- **Espectrómetro infrarrojo FT/IR**

En cuanto al espectrómetro infrarrojo con transformada de Fourier FT-IR, se ha demostrado que la espectroscopia puede considerarse como una herramienta eficaz a la hora hacer investigaciones que apunten a la degradación de plásticos, con algunas limitaciones para polímeros más específicos (Allassali et al., 2018). En consecuencia, realizar un análisis con un espectrómetro es un paso fundamental para observar y determinar la composición química de los polímeros recolectados. Dichos análisis se realizaron con un espectrómetro FT/IR-4600 Jasco, el cual se puede visualizar en la figura N°7.



Figura N° 7: Espectrómetro FT/IR 4600 Jasco.

Fuente: JASCO Corporation. (s.f.). Recuperado de <https://www.jasco-global.com/solutions/verification-of-alcohol-concentration-in-various-liquors-using-ftir-analysis/>

- **Extracción y análisis**

Para la extracción de las partículas de microplástico se realizó una separación por flotación, en donde se creó una solución hiper saturada de cloruro de sodio (1,2 kg NaCl/L) (Peng et al., 2017) la cual se filtró con papel filtro de un tamaño de poro de 1 μm con la finalidad de eliminar cualquier tipo de partícula que pudiera contaminar la solución. Posteriormente, se mezclaron 50 ml de sedimento junto con 100 ml de la respectiva solución. Luego, la mezcla se agitó con una varilla de vidrio por 30

segundos y se dejó reposar por 2 minutos para que el sedimento decantara. Posteriormente, utilizando una pipeta se extrajo el sobrenadante y se expulsó en un papel filtro de fibra de vidrio con un tamaño de poro de 1,6 μm , para luego proceder con la filtración al vacío. Finalmente, los filtros se guardaron en placas Petri y se guardaron en cajas de vidrio para comenzar con el secado a temperatura ambiente.

Una vez que los filtros estuvieron completamente secos se comenzó con el análisis en donde se consideraron como microplásticos aquellas partículas que estuvieran en el rango entre 1 μm y 5 mm, según la definición propuesta por (Frias & Nash, 2019). Los filtros fueron observados en un estereomicroscopio (Olympus SZ61 45X) y junto con unas pinzas de disección metálicas se extrajeron los microplásticos presentes, los cuales se dejaron en un portaobjetos (previamente rotulado) con un cubreobjetos hasta su posterior análisis. Para poder identificar las posibles partículas correspondientes a microplástico de otras partículas presentes en el filtro, debido a que se realizó de manera visual y manual, se estudió previamente literatura disponible en la temática de microplásticos, para poder familiarizarse con los distintos tipos, formas y colores de las partículas de microplástico.

Las partículas se analizaron utilizando espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FT-IR) (FT/IR-4600 Jasco) con la finalidad de identificar el tipo de polímero de las partículas encontradas. Se utilizó el modo de transmitancia junto con un rango espectral de 400-4000 cm^{-1} . Se hicieron 32 barridos por cada muestra analizada con una resolución de 8 cm^{-1} . Los espectros obtenidos se procesaron con el software de búsqueda KnowItAll Informatics System 2020, JASCO Spectroscopy Edition y posteriormente se compararon con bases de datos de bibliotecas espectrales como Wiley, Sadtler, Raman, entre otras, para así identificar la composición de los polímeros.

3.2.3. Análisis parámetros físico-químicos

Se analizaron los parámetros físico-químicos de cada estuario, con el objetivo de permitir el acceso a un conocimiento más profundo del área de estudio y también permite determinar si existe algún tipo de relación entre las variables y la cantidad de microplásticos en cada punto, ya que algunos estudios apuntan a que si existen correlaciones entre ellos.

Por lo tanto, se hará un énfasis en analizar si dichas situaciones también ocurren en los sedimentos estuarinos estudiados. Se considerarán tres parámetros principalmente; el tamaño de partículas del sedimento, materia orgánica y pH respectivamente.

- Análisis granulométrico

Para determinar el tamaño de partículas del sedimento se extrajo una submuestra de 2 a 3 gramos aproximadamente de la muestra original. Posteriormente, se realizó una limpieza del sedimento, utilizando peróxido de hidrógeno al 30% para eliminar la materia orgánica, ácido clorhídrico al 10% para eliminar carbonatos y finalmente hidróxido de sodio (2N) para la eliminación de sílice biogénica. Luego, la muestra se introdujo en el equipo analizador Mastersizer 3000 el cual analiza el tamaño de las partículas mediante difracción láser. Los resultados se trabajaron en la planilla Gradistat v8.0 para obtener la distribución del tamaño de las partículas de sedimento.

- Materia orgánica

Para determinar la cantidad de materia orgánica se utilizó el método de pérdida por ignición explicado por (Heiri et al., 2001). Las muestras fueron puestas en placas Petri y se secaron a 60°C durante 48 horas. Luego, se homogeneizaron en un mortero y se extrajo un gramo de sedimento el cual se llevó a un horno mufla a 550°C durante 4 horas. Por último, las muestras se pesaron nuevamente para así calcular el porcentaje de materia orgánica presente en el sedimento.

- pH

Para obtener el pH de las muestras de sedimento, se consideró el manual explicado por Mylavarapu et al., (2020), para comenzar se extrajo una submuestra de la muestra original. Luego, de manera resumida, se usaron alrededor de 50 ml de agua mili Q a temperatura ambiente y 25 ml de sedimento con la finalidad de obtener la razón 2:1 en vasos precipitados previamente rotulados. Posteriormente, se agitaron utilizando un agitador magnético a 250 rpm durante 30 minutos y finalmente se determinó el pH utilizando un pH-metro (Hanna Edge).

3.2.4. Análisis estadístico

Para el análisis estadístico se trabajó con el software R versión 4.2.1., en donde se analizaron todos los resultados obtenidos en los análisis de parámetros físico-químicos y análisis de microplásticos.

Como primer paso, se realizó un análisis exploratorio de datos o EDA por sus siglas en inglés, en donde se tuvo como objetivo conocer y determinar la naturaleza de los datos a trabajar para así poder definir la estadística, considerando las opciones paramétrica y no paramétrica. Se aplicó la prueba Shapiro-Wilk junto con histogramas para conocer los conjuntos de datos y confirmar si seguían una distribución normal o no. Posteriormente, se aplicó test U de Mann-Whitney para corroborar si existen diferencias significativas entre ellos, lo cual se complementó con boxplots. También, se realizaron correlaciones y análisis de componentes principales para poder identificar la existencia de relaciones entre los parámetros físico-químicos y las concentraciones de microplástico. Además, se realizaron gráficos de barras y de torta, con la finalidad de poder expresar los resultados de las concentraciones y composiciones de los microplásticos.

Asimismo, se utilizó el software ArcGIS para la creación de mapas para visualizar las áreas de estudio, como también para crear interpolaciones de las concentraciones de microplástico obtenidas en cada estuario, utilizando el método

Spline y obteniendo una mejor comprensión de los datos de manera visual. Lo cual, junto con el trabajo en el software R permiten un análisis completo de los datos y así cumplir con los objetivos del estudio mencionados anteriormente.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Considerando los análisis realizados y los objetivos planteados, se obtuvieron los siguientes resultados, detallados según cada objetivo específico (O.E) en particular:

O.E. 1: Determinar los parámetros físico-químicos de los sedimentos estuarinos

Los análisis realizados para determinar los parámetros físico-químicos del sedimento arrojaron los resultados que se observan en la figura N°8. Comenzando por la materia orgánica, el contenido promedio en los estuarios de Lengua y Tubul-Raqui fue de 5,00% y 3,43% respectivamente, oscilando en rangos porcentuales entre 1,64 - 12,6 para Lengua y 1,56 - 5,64 para Tubul-Raqui, lo cual también se puede apreciar de forma más detallada en la tabla N°2.

Si bien la diferencia en el promedio entre ambos estuarios es relativamente pequeña, es importante destacar la diferencia entre los rangos de cada uno, considerando que en el estuario de Lengua hubo puntos de estudio en donde la materia orgánica superaba el 11%, mientras que en el estuario Tubul-Raqui ningún punto estuvo sobre el 6%. Aun así, la prueba U de Mann-Whitney arrojó que no existían diferencias significativas en el porcentaje de materia orgánica entre ambos estuarios (valor-p = 0,9369).

Se observó que existe una pequeña diferencia en comparación con un estudio realizado anteriormente en ambos estuarios, en donde el porcentaje de materia orgánica no superó el 2% en ninguno de los estuarios (Díaz-Jaramillo et al., 2013), sin embargo, cabe mencionar que son muchas las variables que pueden explicar dicha diferencia, tales como la época y condiciones de los estuarios al momento de

realizar el muestreo y/o la variabilidad a las cuales están expuestos los estuarios, considerando factores biológicos, climatológicos, hidrológicos, entre otros.

Para el pH, el promedio en Lenga fue de 7,89 mientras que en Tubul-Raqui fue de 7,48, en ambos casos se podría inferir que corresponden a sedimentos ligeramente alcalinos lo cual puede estar directamente relacionado con la naturaleza de los sedimentos, su cercanía e interacción con el agua de mar. A pesar de la similitud del resultado promedio, se encontró que sí existían diferencias significativas de dicha variable entre ambos estuarios (valor-p = 0,01189) lo cual se ve reflejado en la figura N°8.B al observar que la distribución de los valores de pH para el estuario Lenga son claramente más amplios y heterogéneos que el estuario Tubul-Raqui.

Por último, en cuanto al tamaño de las partículas de sedimento, para el estuario de Lenga los resultados expresaron principalmente la dominancia de arena fina y arena muy fina, y solo en algunos puntos se observó que lideraba el limo muy grueso, sin embargo, al realizar un promedio de los resultados obtenidos, se observó que predominaba la arena fina. Dicha situación no ocurrió en el estuario de Tubul-Raqui, ya que casi en totalidad de los puntos de muestreo tipo de sedimento que predominaba era arena fina o muy fina, es decir, sin la presencia de partículas más gruesas. Estos resultados pueden ir variando durante el tiempo, ya que los estuarios se caracterizan por ser ecosistemas en donde existe un intercambio entre el agua dulce proveniente de fuentes como ríos y del agua de mar (Jickells et al., 2014) lo cual a su vez también puede llevar consigo el arrastre de sedimentos, y, en consecuencia, producir una variabilidad de la distribución del tamaño de partículas.

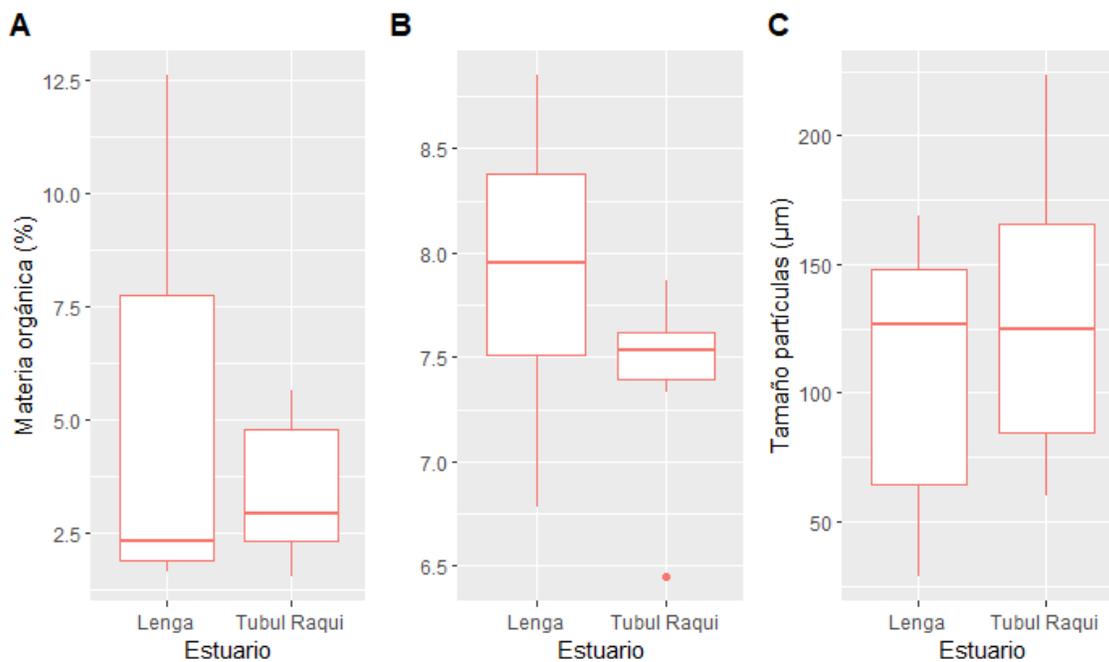


Figura N° 8: Parámetros físico-químicos de sedimento donde (A) Materia orgánica, (B) pH y (C) Tamaño partículas sedimento.

Fuente: Elaboración propia.

Tabla N° 2: Parámetros físico-químicos de sedimento según estuario.

Estuario	Punto	Materia orgánica (%)	pH	Tamaño partículas (µm)
Lenga	1	1,84	7,02	149,0
	2	12,6	6,78	131,1
	3	7,88	7,95	86,48
	4	2,35	8,25	145,7
	5	11,61	8,44	28,84
	6	5,26	7,96	102,9
	7	2,16	8,52	142,1
	8	1,77	7,04	116,3
	9	2,06	7,44	122,3
	10	11,5	8,42	38,16

	11	1,64	7,60	168,6
	12	1,91	7,48	155,5
	13	7,4	8,85	43,65
	14	2,33	7,76	154,7
	15	1,88	7,84	164,1
	16	9,69	8,74	45,86
	17	4,29	7,97	57,13
	18	1,84	8,01	138,4
Tubul-Raqui	1	4,56	7,71	59,84
	2	4,89	7,85	85,29
	3	4,35	7,43	66,01
	4	2,74	7,54	169,8
	5	2,39	7,46	132,1
	6	5,64	7,66	66,18
	7	5,48	7,87	81,4
	8	1,58	7,36	218,1
	9	2,31	7,53	147,0
	10	2,88	7,55	95,34
	11	1,91	6,45	153,3
	12	3,22	7,62	178,1
	13	5,03	7,38	84,51
	14	1,56	7,33	223,2
	15	3,01	7,61	121,6
	16	5,61	7,54	89,06
	17	2,65	7,39	127,9
	18	1,91	7,40	197,0

Fuente: Elaboración propia.

O.E.2: Determinar concentraciones de microplásticos presentes en cada estuario y su relación con parámetros físico-químicos

Se determinó que ambos estuarios presentaban partículas de microplástico en los sedimentos analizados, donde, para el estuario Lenga se encontraron aproximadamente el doble de partículas en comparación con el estuario Tubul-Raqui, lo cual se puede observar en la figura N°9.

Posteriormente, las partículas de microplástico encontradas se clasificaron según el tipo de polímero (Figura N°10), donde mediante un análisis visual realizado en el estereomicroscopio se pudieron identificar algunos tipos de microplástico debido a sus características. Se encontraron fibras, fragmentos, espuma y film en ambos estuarios, pero en distintas cantidades, para lo cual se realizó un énfasis más específico por estuario.

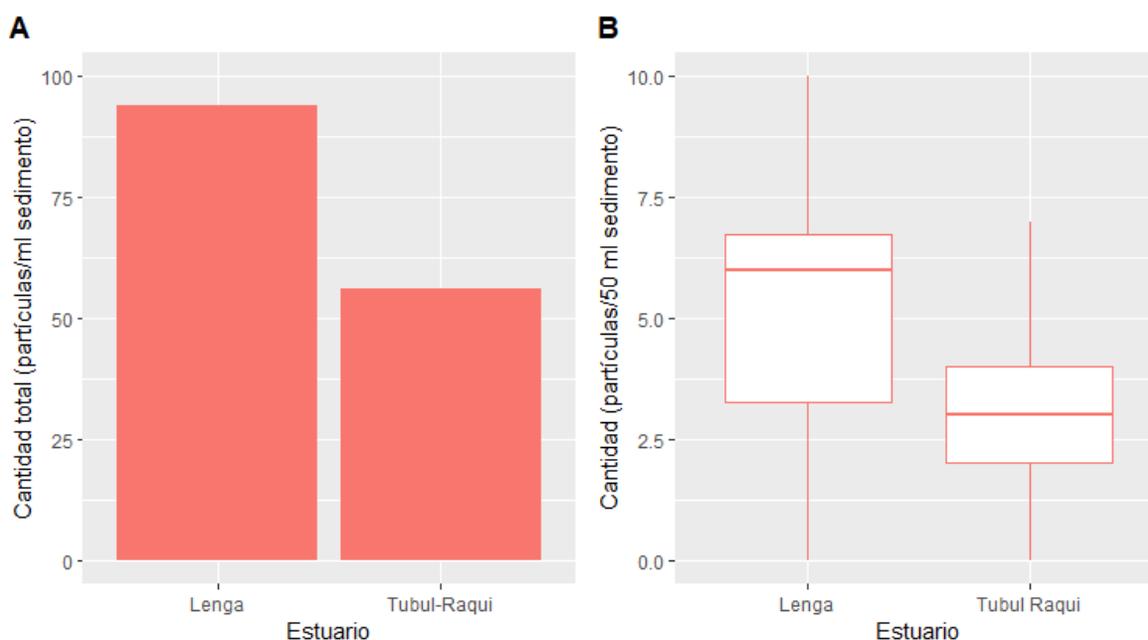


Figura N° 9: Partículas microplásticas según (A) Cantidad total, y (B) Punto de muestreo.

Fuente: Elaboración propia.

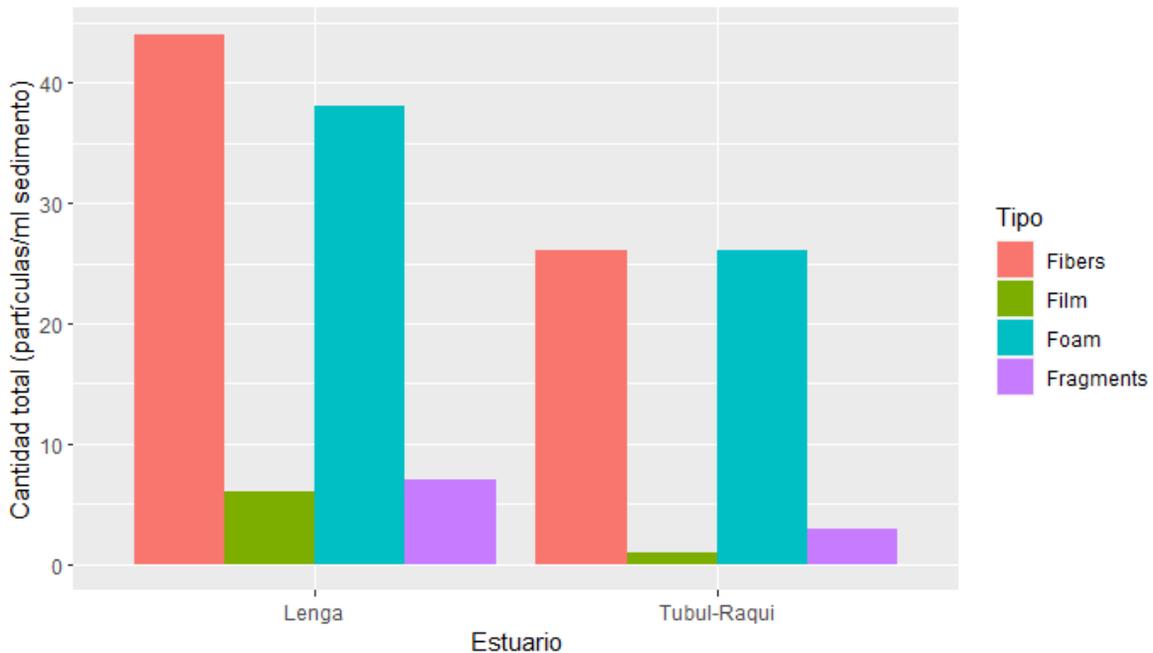


Figura N° 10: Clasificación microplásticos según tipo polímero y estuario.

Fuente: Elaboración propia.

○ **Estuario Lenga**

En el estuario Lenga, se encontraron un total 119 partículas/ ml total de sedimento analizado, de las cuales posteriormente a los análisis en el equipo FT-IR se identificaron que solo 94 correspondían a partículas de microplástico, mientras que las 25 partículas restantes correspondían a otros tipos de polímeros, los cuales se observan en la Figura N°11 con los resultados obtenidos al compararlos en la base de datos consultada.

Las partículas de microplástico se encontraban distribuidas en casi todos los puntos de muestreo (n=17/18), oscilando en rangos de 2-10 partículas/50 ml sedimento. Se identificaron cuatro tipos de microplásticos (Figura N°10), de los cuales las fibras fueron las que se presentaron con mayor frecuencia, representando el 46,3% del total de partículas, seguido por espuma (40%), fragmentos (7,4%) y film (6,3%) respectivamente.

Se observó que más de la mitad de los microplásticos (n=63) estaban distribuidos en la primera mitad de los puntos de muestreo, es decir, los puntos más cercanos a la conexión con el mar y también orientado a la zona en donde residen los habitantes de la zona. Sin embargo, con dicha información no se puede asumir que la distribución de los microplásticos siempre será de la misma manera, ya que, están expuestas a grandes variaciones debido a condiciones ambientales como la dirección del viento, altura de las mareas, corrientes superficiales, entre otros, las cuales pueden modificar de manera significativa la abundancia y variabilidad de microplásticos (Leads et al., 2023).

Los resultados tanto de las partículas que correspondían a microplásticos como las que no, se agruparon según el tipo de polímero y/o compuesto, obteniendo los resultados que se observan en las figuras N°12 y N°13.

Los tipos de polímeros que se encontraron en mayor cantidad corresponden a poliamida (PA), poliéster (PE) y poliuretano (PU) mientras que en una cantidad menor se encontró policloruro de vinilo (PVC), policloropreno (PCLP) y terpolímero etileno/propileno/dieno (EPDM).

Haciendo un énfasis en los que se encontraron en mayor cantidad, la PA, la cual se encontró en fibras y espuma, suele estar presente en el sector automotriz, pero también predomina su uso en las redes de pesca (Taha et al., 2021b), la cual puede ser una de las posibles fuentes de contaminación considerando que la bahía San Vicente, lugar donde se ubica el estuario Lengua, es una zona activamente explotada por pescadores artesanales (Muñoz et al., 2006). Por otra parte, el PE, el cual estaba presente en fibras y film, procede principalmente de textiles sintéticos (Sánchez-Hernández et al., 2021) teniendo un uso bastante variado, donde se destaca su uso en prendas de ropa outdoor, bolsas y mochilas (Jiwarungrueangkul et al., 2021). Asimismo, el lavado de ropa ha sido reconocido como la principal fuente de poliéster en el ambiente (Zaki et al., 2021). En cuanto al PU, el cual se encontró únicamente en espuma, es un tipo de polímero que tiene múltiples aplicaciones, siendo utilizados en neumáticos, esponjas, aislamientos,

revestimientos, pinturas, adhesivos y fibras (Islam et al., 2019). Teniendo en consideración que un par de meses previos a la toma de muestras, se desarrolló una ocupación ilegal en las cercanías del estuario Lengua, donde habitaron alrededor de 50 familias y además se constató la afectación al estuario, podría considerarse un factor importante en cuanto a las posibles fuentes y/o vías de contaminación.

En cuanto a los polímeros que se encontraron en menor cantidad, tales como el PCLP y el PVC, están considerados dentro de los tipos de polímeros producidos y utilizados a escala global, sobre todo en la industria del embalaje (Devereux et al., 2022). Mientras que, el EPDM debido a sus variadas propiedades tanto mecánicas como dinámicas, su resistencia al calor y/o productos químicos, resistividad eléctrica, entre otros, se suele aplicar en múltiples áreas con distintos fines tales como; construcción, mangueras, tuberías, artículos deportivos, neumáticos, entre otros (Surya et al., 2021).

En cuanto a las partículas que no se clasificaron como MP, es importante también averiguar sus posibles fuentes, ya que, si bien no son plástico como tal, pueden estar relacionadas y/o ser un indicio de contaminación por otros tipos de contaminantes. Tal como se observa en la figura N°13 las partículas que se encontraron con mayor frecuencia fueron fibras compuestas de algodón injertado con estireno, si bien el algodón se considera como una fibra natural, requiere de varios tratamientos químicos antes de la fabricación de tejidos y otros productos (Sillanpää & Sainio, 2017). Además, al contener estireno, el cual es un producto químico con un rol importante en la fabricación de múltiples productos, entre ellos el caucho sintético (Miller et al., 1994), no se puede considerar que las fibras sean de origen natural, sino de origen antropogénico. En cuanto a las partículas de ácido poliámico, este compuesto está relacionado con la formación de poliimidas, las cuales, según Muñoz Prieto, (2016) son uno de los materiales más importantes la industria de polímeros de ingeniería, ya que debido a sus características cumplen requisitos en múltiples aplicaciones de carácter industrial.

Por lo tanto, se podría inferir que el estuario Lengua también está recibiendo otro tipo de contaminantes de origen antropogénico, situación la cual es importante tener en consideración e indagar en mayor profundidad si representa algún tipo de peligro y/o consecuencia tanto para el ambiente como para los seres vivos que habitan en él.

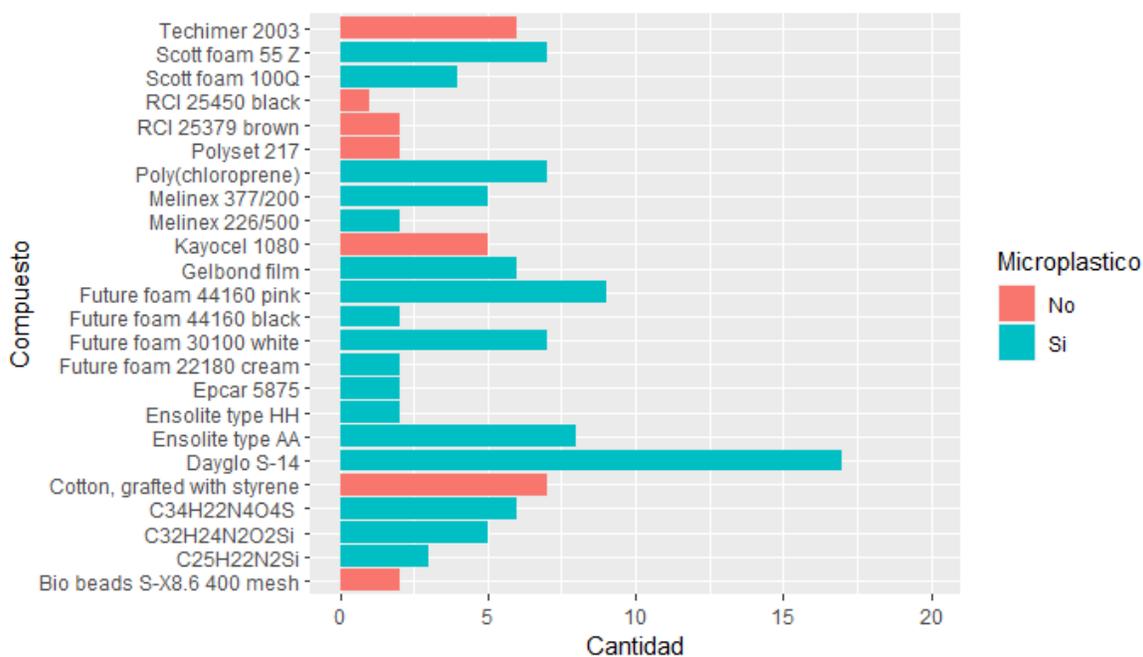


Figura N° 11: Compuestos estuario Lengua.

Fuente: Elaboración propia.

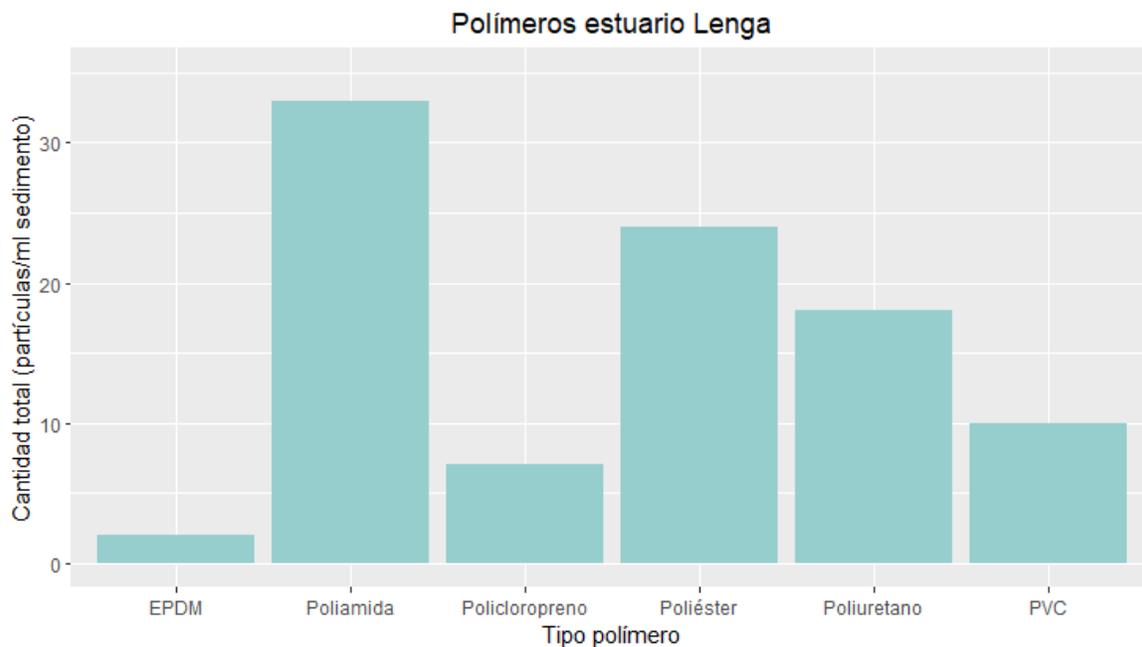


Figura N° 12: Partículas microplástico estuario Lenga.

Fuente: Elaboración propia.

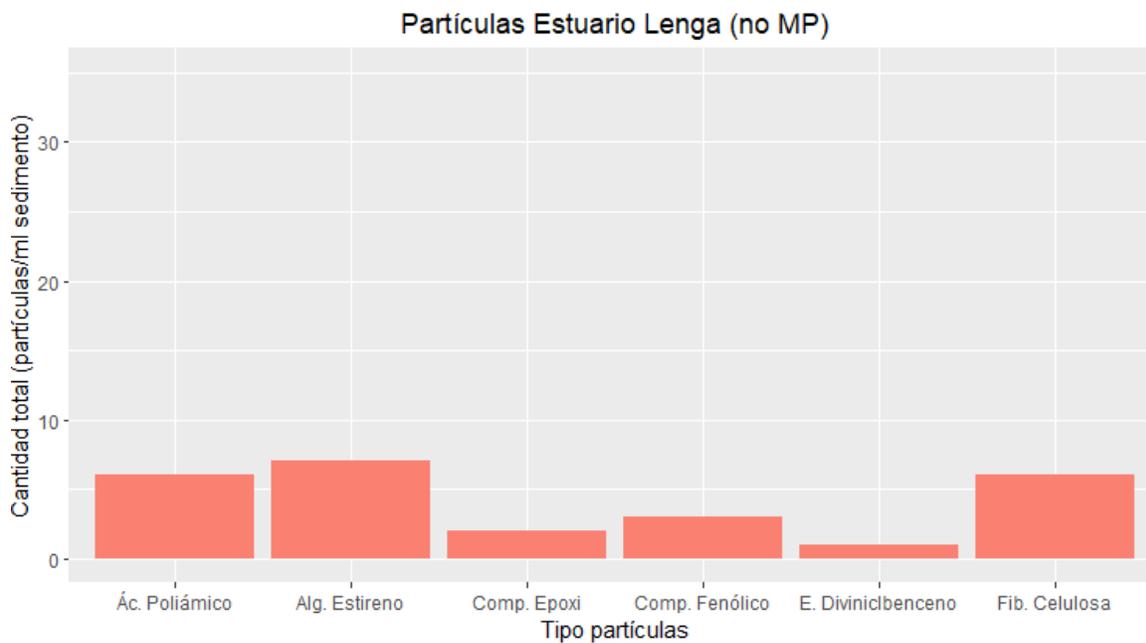


Figura N° 13: Partículas no plásticas, estuario Lenga.

Fuente: Elaboración propia.

○ **Estuario Tubul-Raqui**

En cuanto al estuario Tubul-Raqui se encontraron 63 partículas/ ml total de sedimento analizado, de las cuales solo 56 correspondían a microplásticos, mientras que las 7 partículas restantes correspondían a otros tipos de polímeros/compuestos (Figura N°15). Las partículas se encontraban distribuidas en casi todos los puntos de muestreo (n=15/18), variando entre 2-7 partículas/50 ml sedimento. Al igual que en el estuario Lenga, también se encontraron cuatro tipos de microplástico (Figura N°10), las fibras y espuma se encontraron con la misma frecuencia (46,4%), mientras que en una cantidad mucho menor se encontraron fragmentos (5,4) y film (1,8%).

Los polímeros que se encontraron en mayor cantidad, tal como se observa en la figura N°16 fueron policloruro de vinilo (PVC), seguido de cantidades similares de compuestos poliméricos (CP), poliamida (PA), poliéster (PE) y poliestireno (PS).

El PVC fue identificado en fibras y fragmentos, un plástico altamente versátil por lo cual su uso recae en diversas áreas tales como tejidos de ropa, productos impermeables, aplicaciones industriales como tuberías, envasado de alimentos, entre otros (Fernández-González, V. et al, 2022). Se considera uno de los plásticos más peligrosos debido a la posible liberación de aditivos tóxicos, lo cual representa un riesgo tanto para la salud como para el medio ambiente (Luo et al., 2022). Por lo tanto, el hecho de que sea el tipo de microplástico que se encontró en mayor cantidad en el estuario Tubul-Raqui es preocupante debido a las posibles consecuencias que podría conllevar.

En cuanto a los CP encontrados, se puede observar en la Figura N°14 un ejemplo de los espectros entregados de dicho compuesto, donde la descripción química entregada por la base de datos indica que se trata de un compuesto protector resistente a la intemperie para recubrir y sellar el aislamiento.

Al igual que en el estuario Lenga, se encontraron partículas de PA y PE. En el caso de la PA estaba presente en fibras y espuma, mientras que el PE se presentó en

fibras y film. Tal como se mencionó anteriormente, las fibras de PA suelen formar parte de la composición de redes de pesca (Peng et al., 2017), considerando que en el estuario Tubul-Raqui se desarrolla una creciente actividad pesquera, se podría considerar que dicha actividad sea posiblemente una fuente importante en cuanto a su presencia en sedimentos. En el caso del PE, el cual proviene principalmente de textiles sintéticos y tal como se mencionó anteriormente que el lavado de prendas de ropa ha sido reconocido como la principal fuente de PE en el ambiente.

Para el PS, el cual es un polímero potencialmente tóxico para el ser humano (Kukharchyk & Chernyk, 2022), se ha identificado que los envases alimentarios de un solo uso son una de las principales fuentes de su presencia en el ambiente (W. Zhang et al., 2017).

Tal como se mencionó recientemente, algunas de las posibles fuentes de contaminación por microplásticos recaen en la actividad pesquera a la cual se dedican los habitantes de la zona, ya que se suelen utilizar cuerdas y prendas de ropa sintéticas idealmente resistentes al agua, donde, en ambos casos, para la fabricación de dichos productos se utilizan polímeros que posteriormente se pueden convertir en una posible fuente de fibras de microplástico proveniente de textiles (Choong et al., 2021) las cuales fueron uno de los principales tipos de microplástico encontrados. Como también, otra fuente importante de considerar es el vertimiento directo al estuario de aguas residuales poco tratadas, generando una mayor presión antropogénica al ecosistema (Novoa et al., 2020) y que podría estar siendo un vector importante en el transporte de microplásticos.

Ahora, haciendo un énfasis en las partículas encontradas que no corresponden a microplásticos, se encontraron cuatro tipos distintos tal como se observa en la figura N°17, donde se destacan principalmente fibras de algodón con injerto de estireno, y en menor cantidad ácido poliámico, compuesto de resina epoxi y estireno-divinilbenceno.

Ahora, destacando los últimos dos compuestos, se encuentra la resina epoxi, la cual se caracteriza principalmente por su baja contracción, buena tenacidad, adherencia y resistencia química (Duan et al., 2017) y se suele utilizar principalmente como material de revestimiento en metales o maderas con la finalidad de impermeabilizar y/o evitar la infestación de insecto (Liu et al., 2019).

Por otra parte, el estireno-divinilbenceno se suele utilizar en la creación de materiales poliméricos viables, creando incluso polímeros con alto rendimiento polimérico, los cuales pueden variar de cauchos blandos hasta plásticos duros y rígidos (F. Li & Larock, 2000; Tang et al., 2007).

Considerando que ambas corresponden a partículas sintéticas, su presencia en ambos estuarios indica que también se ven afectados por otros tipos de contaminantes y no únicamente microplásticos, lo cual es importante de considerar como objetivo de futuros estudios para obtener mayores detalles acerca del estado de dichos ecosistemas, y además poder indagar en las posibles fuentes de dichas partículas.

Estos resultados demuestran que, si bien el estuario Tubul-Raqui se ha caracterizado por ser un estuario con baja presión antrópica (Díaz-Jaramillo et al., 2011) no está exento de contaminación por microplásticos y otras partículas.

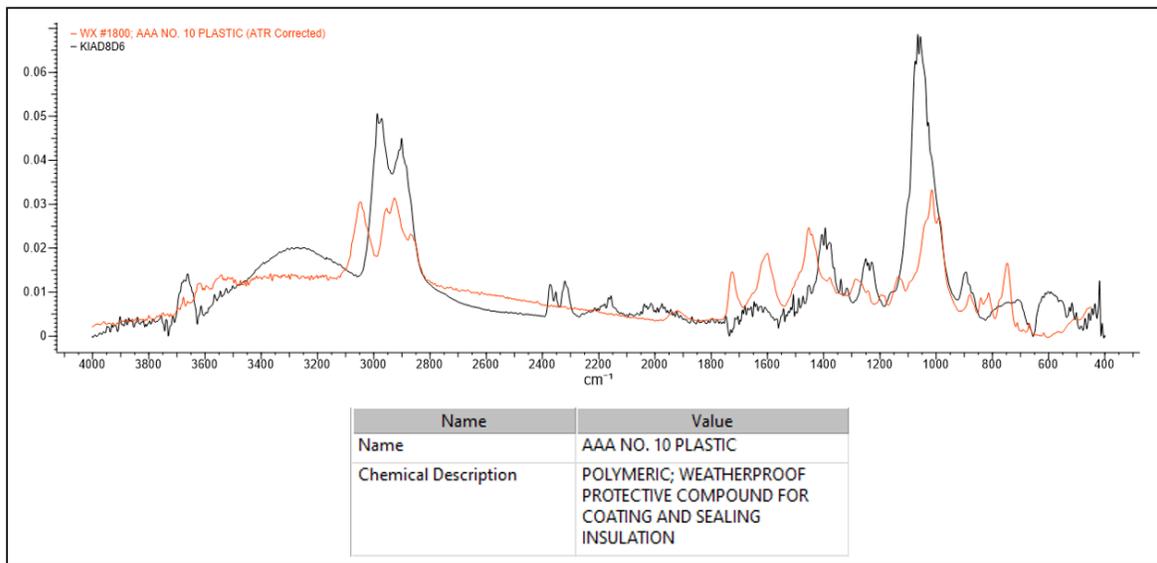


Figura N° 14: Espectro y descripción química de compuesto polimérico.

Fuente: Elaboración propia.

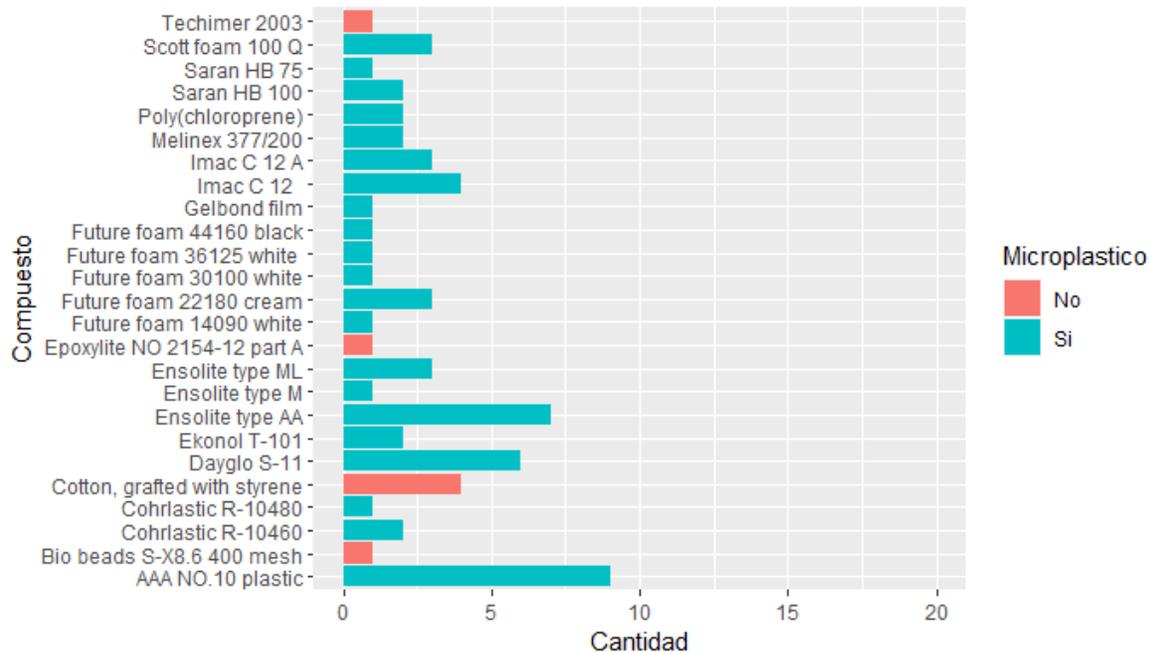


Figura N° 15: Compuestos estuario Tubul-Raqui.

Fuente: Elaboración propia.

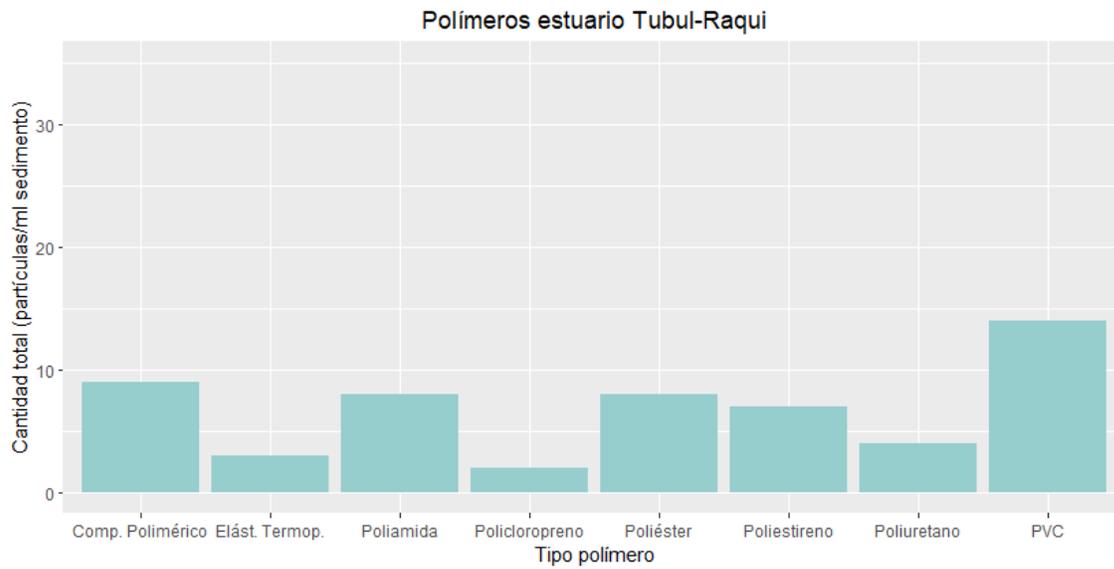


Figura N° 16: Partículas microplástico, estuario Tubul-Raqui.

Fuente: Elaboración propia.

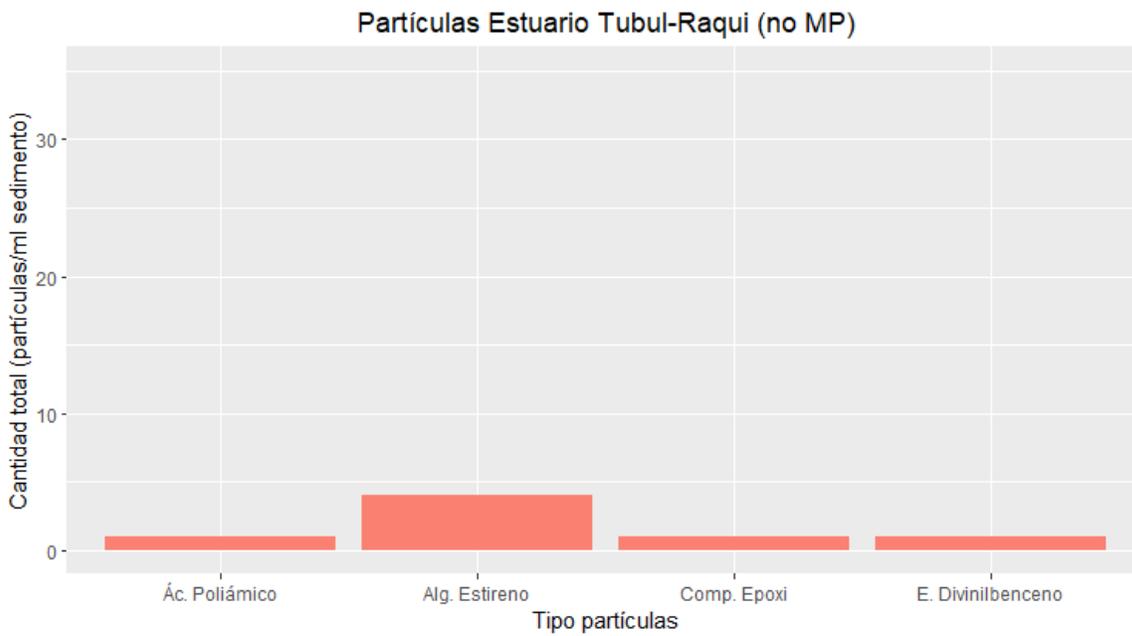


Figura N° 17: Partículas no plásticas, estuario Tubul-Raqui.

Fuente: Elaboración propia.

Por otra parte, en cuanto a los análisis realizados en el FT-IR y que, posteriormente permitieron conocer los tipos de polímeros mencionados anteriormente en ambos estuarios, también es importante considerar los espectros entregados por dicho equipo. Por lo cual, tal como se observa en la figura N°18, se aprecian algunos ejemplos de los espectros obtenidos al realizar los análisis. Es importante destacar que en la mayoría de los casos el espectro nunca llegará a coincidir al 100% con el microplástico analizado, lo cual se puede deber a múltiples razones, entre ellas se destaca que, gran parte de los microplásticos que se analizan, antes de convertirse en microplásticos como tal fueron objetos de plástico de mayor tamaño, los cuales tuvieron que estar expuestos a distintas condiciones para su degradación, dicho proceso puede ir afectando la composición del polímero, como también se podría considerar el tiempo que lleva expuesto en el ambiente, la interacción con algún tipo de contaminantes, entre otros.

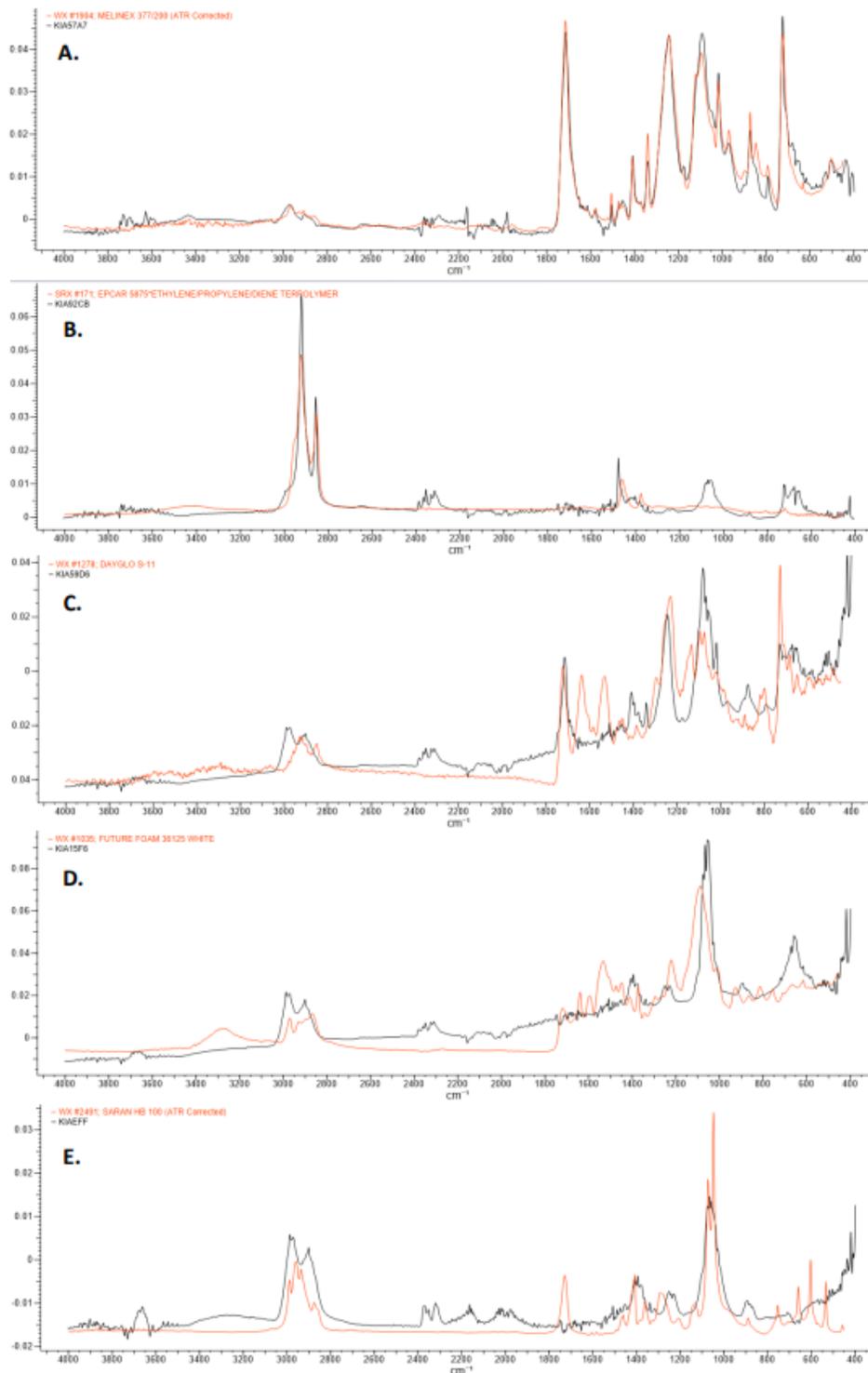


Figura N° 18: Ejemplos de espectros obtenidos en estuarios, donde (A) PE, (B) EPDM, (C) PA, (D) PU, (E) PVC.

Fuente: Elaboración propia.

4.1. Comparativa estuarios

Al realizar una comparación entre los resultados de concentraciones de microplásticos, utilizando el test U de Mann Whitney se determinó que existe una diferencia significativa entre la cantidad total de microplásticos encontrados en ambos estuarios (valor-p= 0,0096), lo cual refleja, que la presencia de microplásticos es significativamente mayor en el estuario Lenga.

Asimismo, se pudo concluir también que existe una diferencia significativa en cuanto a las concentraciones de fibras presentes en cada estuario (valor-p= 0,0469). Sin embargo, en cuanto a las concentraciones de fragmentos, espuma y film el escenario no fue el mismo, debido a que las diferencias existentes no fueron significativas.

En el caso del estuario Lenga, desde hace varios años se conoce por ser un estuario que se ha visto enfrentado a múltiples presiones antropogénicas y eventos que representan altos niveles de contaminación para el ecosistema, como por ejemplo vertidos accidentales de mercurio por parte de industrias y derrames de petróleo crudo (Díaz-Jaramillo et al., 2011). Asimismo, la zona de Lenga también ha perdido áreas de alta calidad ambiental (Rojas et al., 2015) donde se considera que la urbanización también tiene un rol importante en ello. Sumándole además la alta contaminación industrial, la actividad pesquera, el aumento del desarrollo económico, entre otros, son factores claves al momento de evaluar algunas de las posibles fuentes de contaminación hacia el estuario, además, corresponden a actividades de origen antropogénico. Por lo tanto, es esperable que la contaminación por microplásticos sea mayor debido a que desde hace varios años se ha visto afectado a distintos niveles y tipos de contaminación.

Para el caso del estuario Tubul-Raqui, si bien en estudios anteriores se ha considerado como un estuario con un bajo grado de urbanización (Novoa et al., 2020), tal como se mencionó anteriormente no está exento de contaminación.

Dentro de las principales actividades que se podrían considerar como fuente de MP son las ya mencionadas recientemente; la actividad pesquera desarrollada de manera intensa en la zona y el vertimiento de aguas poco tratadas (por ejemplo, aguas residuales del sector doméstico), las cuales son reconocidas como vías de transporte y contaminación por MP (Ta & Babel, 2020; Alfonso et al., 2021; Alava et al., 2021).

Si bien, en general el impacto que tienen dichas actividades al ecosistema es menor en comparación al impacto al cual se enfrenta el estuario Lengua, no significa que no debería ser una preocupación, incluso, es importante destacar que a pesar de que en el estuario Tubul-Raqui se encontró una menor cantidad de microplásticos totales, existía una mayor variabilidad en cuanto al tipo de polímeros encontrados, lo cual indica que existe una contaminación menor pero más variada. Por lo mismo, es importante prestarle atención a pesar de que históricamente se ha conocido como un estuario con poca influencia antropogénica.

Asimismo, es importante destacar que existen otras vías de transporte de microplásticos que generalmente no suelen ser tan consideradas al momento de evaluarlas, las cuales también pueden estar contribuyendo tanto de manera cuantitativa como cualitativa en los niveles de contaminación en los estuarios. Estas se podrían considerar “vías naturales” debido a que son procesos naturales pero que se ha logrado evidenciar que efectivamente transportan microplásticos, tales como el viento, escorrentía superficial, circulación atmosférica y precipitación (Y. Zhang et al., 2019). El transporte de los MP puede tener un alcance corto o relativamente largo, ya que se han registrado MP incluso en remotas cuencas montañosas, como también en glaciares tibetanos (Alfonso et al., 2021).

Otro factor importante para tener en consideración son las características de los estuarios, sus variaciones en los niveles y flujos de agua, el volumen y descarga del río tributario, entre otros, ya que también pueden influir en las concentraciones de microplásticos. Por ejemplo, según Malli et al., (2022) durante las estaciones

húmedas, se incrementa la entrada de MP debido a la escorrentía superficial, aguas pluviales y afluentes.

Por otra parte, dentro de algunas limitaciones al momento de analizar resultados, se encontró que al ser la primera vez que se estudia la contaminación de microplásticos en ambos estuarios, no es posible realizar algún tipo de comparación con resultados anteriores para poder observar la variación de las concentraciones en los sedimentos estuarinos. Sin embargo, existen algunos estudios de otros países que sí se han centrado en estudiar microplásticos en sedimentos estuarinos, sin embargo, es complejo poder realizar comparativas debido a las distintas unidades de medida que se suelen utilizar, tales como partículas/m², partículas/kg (sedimento seco), partículas/ml (sedimento húmedo), etc., como también, otro factor no menor que se debe considerar es el volumen de sedimento que se analiza.

Existe un estudio realizado en el estuario Kayamkulam, India, donde se tuvieron condiciones similares para el análisis, se consideraron 17 puntos de muestreo (cada muestra de 30 g) y se reportó un total de 221 partículas (Radhakrishnan et al., 2021). En este caso, se consideraría que tanto el estuario Lenga como el estuario Tubul-Raqui presentarían menores niveles de contaminación por MP, ya que en ambos casos la abundancia fue menor a 100 partículas.

4.2. Análisis principales componentes ambientales (PCA)

Debido a que algunos estudios apuntan a que existen relaciones entre algunas variables físico-químicas del sedimento y la cantidad de microplásticos presentes en ellos, se realizó un análisis de componentes principales (PCA), para así corroborar si efectivamente en este estudio existen relaciones que pudieran interferir de alguna forma en la abundancia de microplásticos en los sedimentos, obteniendo el gráfico que se observa en la figura N°19.

Se relacionaron los resultados de los parámetros físico-químicos de los sedimentos estuarinos tales como pH, materia orgánica y tamaño de las partículas del sedimento, junto con las concentraciones de microplásticos según su tipo, es decir, fibras, fragmentos, espuma y film respectivamente.

Se consideraron dos componentes principales, los cuales explican alrededor del 56% de la varianza de los datos. El componente principal 1 (PC1) explicó aproximadamente el 38% de la varianza total, donde se consideraron los tres parámetros físico-químicos del sedimento mencionados anteriormente, junto con el film, debido a que todos tienen una gran distribución a lo largo del eje PC1. Caso contrario ocurrió para las fibras, fragmentos y espuma, debido a que presentaron una mayor distribución a lo largo del eje PC2, el cual explica el 18,9% de la varianza.

Se determinaron correlaciones positivas significativas entre el porcentaje de materia orgánica tanto con fragmentos ($r=0,447$, $\text{valor-p}=0,0063$) como también con film ($r=0,355$, $\text{valor-p}=0,0334$). Lo cual concuerda con lo explicado según Alava et al., (2021) quien indica que los microplásticos tienden a acumularse en zonas con altas concentraciones de materia orgánica, por lo cual, es esperable que, a mayor porcentaje de materia orgánica, mayor sea la concentración de partículas de microplástico como fragmentos y film en este caso.

Asimismo, las concentraciones de film también tuvieron una correlación positiva significativa con el pH ($r=0,443$, $\text{valor-p}=0,0068$), la cual también se puede observar en la figura N°19 ya que ambas variables están hacia el mismo sentido y existe un ángulo notablemente agudo entre ellas. Siguiendo la misma línea, un estudio analizó el impacto de los microplásticos en las propiedades medioambientales de los sedimentos, encontrando que la existencia de partículas de microplástico en el suelo disminuía el valor del pH del sedimento (W. Li et al., 2022), es decir, una correlación negativa, lo cual no ocurrió en este estudio ya que la correlación presentada fue positiva.

En cuanto a correlaciones negativas, solo se encontró una correlación significativa entre film y el tamaño de partículas ($r=-0,362$, valor- $p=0,03$), la cual también se puede visualizar en la figura N°19 ya que ambas variables se encuentran prácticamente en sentidos opuestos. Lo cual concuerda directamente con un estudio realizado por (Vianello et al., 2013), quien encontró que existía una correlación altamente significativa entre las concentraciones de microplástico y el tamaño de las partículas de sedimento, donde se sostiene que mientras más fino sea el sedimento, mayor será la cantidad de microplástico.

Si bien se identificaron varias correlaciones, es interesante destacar que los tipos de microplásticos que tuvieron correlación con los parámetros físico-químicos del sedimento corresponden únicamente a fragmentos y film, los cuales, tal como se mostró en anteriormente en la figura N°10 corresponden a los tipos de microplásticos que se encontraron en una muy pequeña cantidad en ambos estuarios, es decir, tanto en los puntos de muestreo del estuario Lenga como del estuario Tubul-Raqui, muchos de los valores de fragmentos y film en dichos puntos era cero. Lo cual es importante de destacar debido a que, se podría estar asumiendo la presencia de correlaciones que no necesariamente son significativas debido a la escasez de datos con los que se trabajó tanto para los fragmentos como film en ambos estuarios, por lo tanto, no se puede establecer con confianza que las correlaciones identificadas sean estadísticamente significativas.

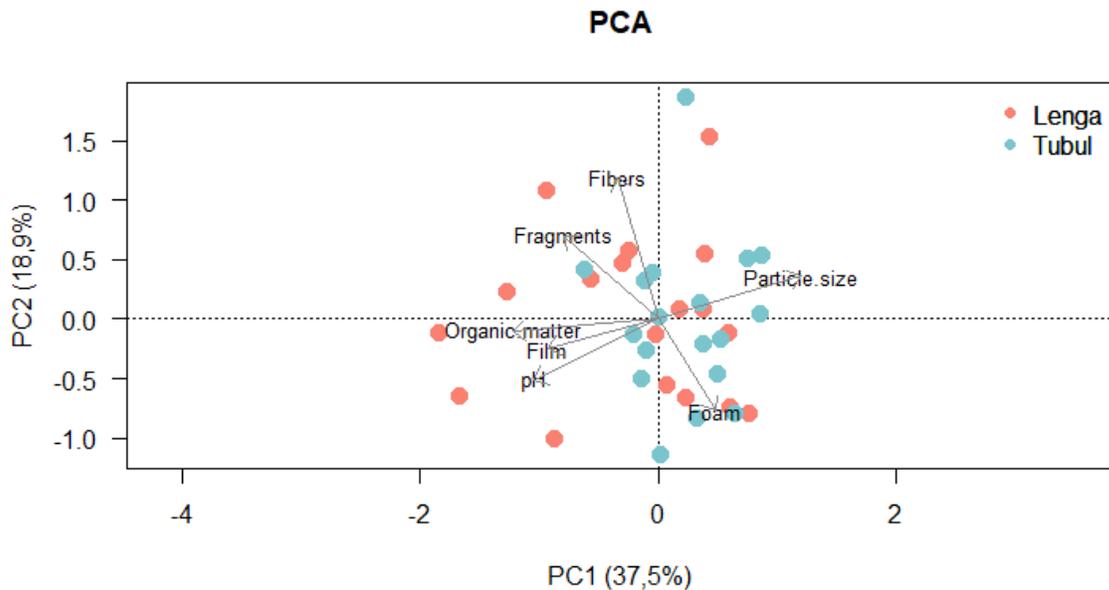


Figura N° 19: Análisis de componentes principales (PCA) entre tipos de microplásticos y variables físico-químicas del sedimento.

Fuente: Elaboración propia.

O.E. 3: Comparar la distribución de microplásticos a lo largo de los puntos de muestreo en cada estuario.

Tal como se observa en las figuras N°20 y N°21, se realizaron las respectivas sumatorias cada 3 puntos de muestreo, para así poder observar la distribución de las concentraciones de microplásticos a lo largo de cada estuario. En la tabla N°3 se encuentran los respectivos resultados de las sumatorias.

Tanto para el estuario Lenga como para el estuario Tubul-Raqui, se aplicó el test T-Student debido a que, en ambos casos, los datos seguían una distribución normal. Los resultados del test T-Student para el estuario Lenga fue 0,00033 y para el estuario Tubul-Raqui fue 0,00117. Por lo tanto, se puede concluir que, en ambos casos, los resultados indicaban la existencia de diferencias significativas entre sus valores.



Figura N° 20: Ejemplo de sumatoria transversal realizada, estuario Lenga.

Fuente: Elaboración propia.



Figura N° 21: Ejemplo de sumatoria transversal realizada, estuario Tubul-Raqui.

Fuente: Elaboración propia.

Tabla N° 3: Sumatorias de cantidad de partículas MP por estuario.

Estuario Lengua			Estuario Tubul-Raqui		
Punto	Cantidad partículas MP	Suma	Punto	Cantidad partículas MP	Suma
1	8	22	1	0	7
2	6		2	4	
3	8		3	3	
4	5	18	4	3	9
5	7		5	3	
6	6		6	3	
7	0	16	7	5	9
8	6		8	2	
9	10		9	2	
10	4	14	10	4	15
11	8		11	6	
12	2		12	5	
13	6	14	13	3	5
14	3		14	0	
15	4		15	2	
16	3	9	16	4	11
17	2		17	0	
18			18	7	

Fuente: Elaboración propia.

Para una mayor comprensión y visualización de los datos, los resultados de las sumatorias se interpolaron para así poder identificar las zonas en donde, para este estudio, existió una mayor concentración de partículas de microplástico. Los resultados se pueden observar en la figura N°22 para el estuario Lenga, y en las figuras N°23 y N°24 para el estuario Tubul-Raqui, en donde se hizo una separación por brazos del estuario (Tubul y Raqui).

Se puede observar que tanto para el estuario Lenga como para el brazo Tubul en el estuario Tubul Raqui, las concentraciones de microplástico con mayores a medida que aumenta su cercanía con la conexión al mar, ya que, para el estuario Lenga las zonas con valores más altos (color rojo) hacia la izquierda, indican la zona de la conexión del estuario con el mar, como también con la zona en donde residen las personas del lugar. Caso similar ocurrió para el brazo Tubul, ya que las zonas con mayores concentraciones también se vieron reflejadas en los puntos que tenían una mayor cercanía con la conexión al mar, como también con el área en donde existe un pequeño grado de urbanización y además se desarrolla la actividad pesquera. Una de las razones que podría explicar la distribución de los microplásticos en ambos casos puede estar estrechamente relacionada con la hidrodinámica de los estuarios, debido a la mezcla que existe entre las aguas dulces provenientes de fuentes terrestres y el agua de mar, a medida que se aumenta la cercanía con el mar, se aumentan los niveles de salinidad, y, por lo tanto, los niveles de densidad del agua, generando que muchas de las partículas de microplástico que pudieran estar presentes en las columnas de agua comiencen a decantar debido a dichas diferencias de densidades. Sin embargo, es importante recalcar que el área de interfaz de los estuarios es muy variada y depende de múltiples factores como las mareas, niveles de caudales provenientes de las fuentes terrestres, precipitaciones, entre otros, por lo tanto, no se podría sostener que este evento ocurra de manera permanente con los mismos patrones de distribución de microplásticos.

Por ejemplo, al observar la figura N°24, del brazo Raqui correspondiente al estuario Tubul-Raqui, las concentraciones de microplástico fueron mayores en los puntos

más lejanos a la conexión con el mar, e incluso, en el punto 18 de muestreo, fue el punto en donde se encontró la mayor cantidad de partículas de microplástico. Esto refleja la compleja distribución temporal y espacial de las partículas, de las cuales se puede inferir que están en un constante desplazamiento, ya que el brazo Raqui es una zona relativamente sin actividades antrópicas, poco transitada y perturbada, y, aun así, fue la zona en donde se encontró uno de los puntos con mayor contaminación por microplástico.

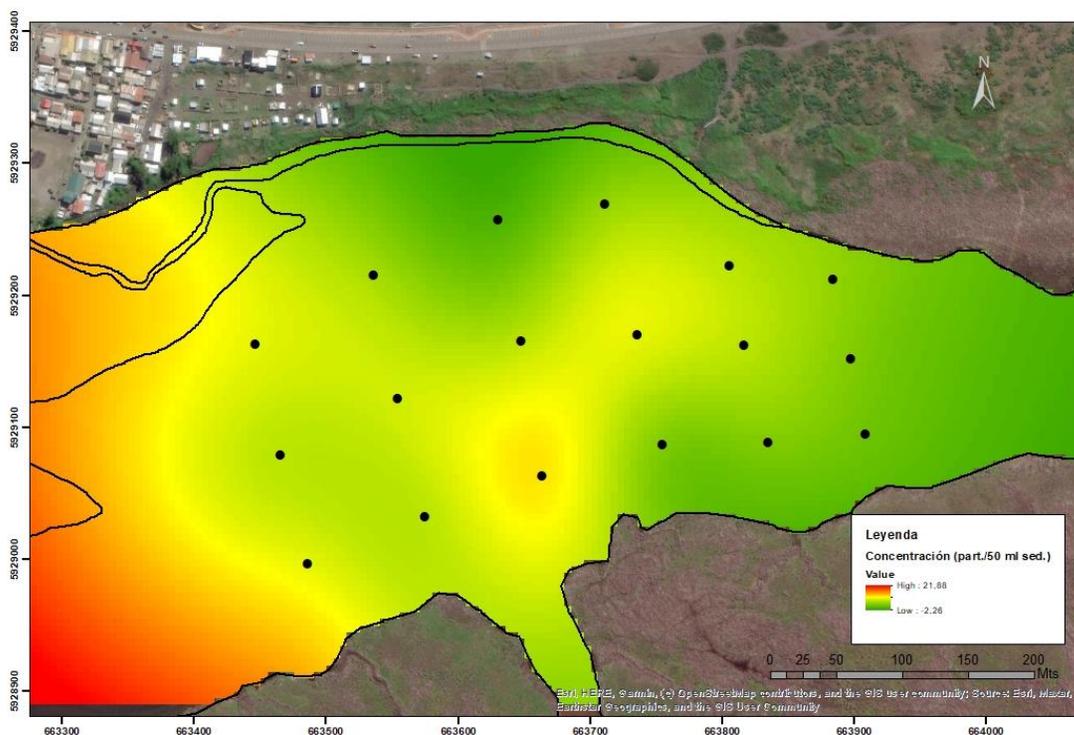


Figura N° 22: Interpolación concentraciones de MP, estuario Lengua.

Fuente: Elaboración propia.

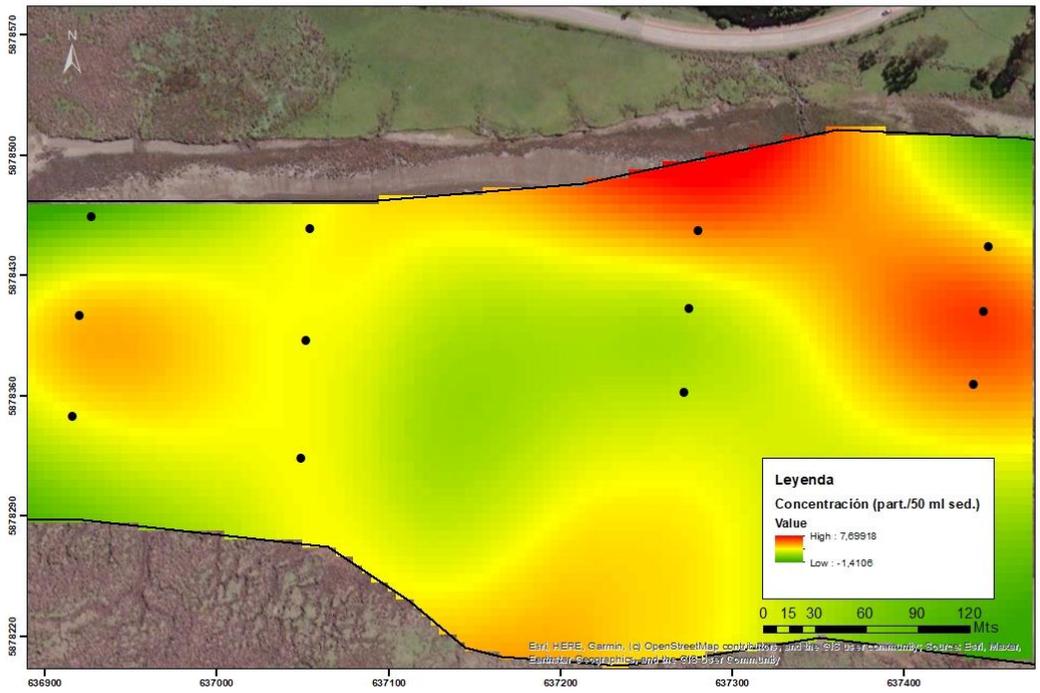


Figura N° 23: Interpolación concentraciones de MP, estuario Tubul-Raqui (brazo Tubul).
Fuente: Elaboración propia.

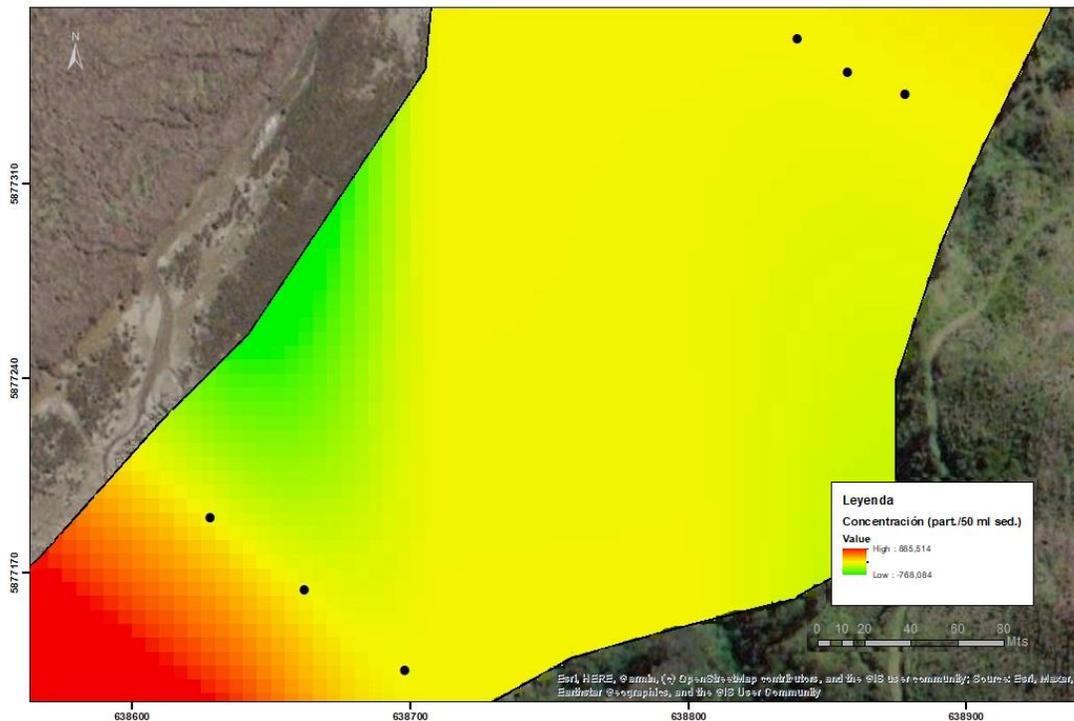


Figura N° 24: Interpolación concentraciones de MP, estuario Tubul-Raqui (brazo Raqui).
Fuente: Elaboración propia.

4.3. Aporte a los objetivos de desarrollo sostenible (ODS)

El estudio entrega un aporte a los objetivos de desarrollo sostenible, considerando algunos objetivos los cuales se detallan a continuación junto con su meta en específico:

Objetivo 12: Producción y consumo responsables

- Meta 12.5: De aquí a 2030, reducir considerablemente la generación de desechos mediante actividades de prevención, reducción, reciclado y reutilización.

Objetivo 14: Vida submarina

- Meta 14.1: De aquí a 2025, prevenir y reducir significativamente la contaminación marina de todo tipo, en particular la producida por actividades realizadas en tierra, incluidos los detritos marinos y la polución por nutrientes.
- Meta 14.a: Aumentar los conocimientos científicos, desarrollar la capacidad de investigación y transferir tecnología marina, teniendo en cuenta los Criterios y Directrices para la Transferencia de Tecnología Marina de la Comisión Oceanográfica Intergubernamental, a fin de mejorar la salud de los océanos y potenciar la contribución de la biodiversidad marina al desarrollo de los países en desarrollo, en particular los pequeños Estados insulares en desarrollo y los países menos adelantados.

Debido a que el estudio puede ser un aporte directo a la meta 14.a del objetivo 14, ya que aumenta los conocimientos científicos de ambientes poco estudiados y que tienen un rol clave en la salud de los océanos, conlleva también a que tenga influencia sobre las otras metas anteriormente nombradas (meta 12.5 y meta 14.1) en virtud de que el estudio puede entregar información altamente relevante en cuanto a la contaminación con desechos y calidad de los sedimentos, por lo cual, puede ser considerado clave al momento de comenzar a establecer acciones y planes para su disminución, entregando información del escenario actual de los ambientes estudiados.

5. CONCLUSIONES

La contaminación por microplásticos es una situación de carácter emergente, que, durante los últimos años, ha generado una gran preocupación a nivel mundial debido a la gran magnitud con la cual se ha comenzado a encontrar su presencia en distintos componentes ambientales y sobre todo por su alta dificultad de eliminación, ya que ha pasado a ser un compuesto presente prácticamente en todas las áreas de la vida cotidiana debido a sus propiedades y gran versatilidad, además de ser increíblemente persistente en el ambiente.

Los estuarios si bien son considerados como sitios con un rol fundamental en cuanto a la reproducción y hábitat de especies, también cumplen con otras funciones esenciales tal como lo mencionado por Khalil et al., (2013), quien apunta a que los sedimentos estuarinos específicamente, son un componente ambiental clave en la regulación de los flujos de carbono, nutrientes, metales y azufre. Por lo tanto, teniendo en consideración la importancia de los estuarios, el escenario al cual se ven enfrentados actualmente los estuarios Lengua y Tubul-Raqui es altamente preocupante, ya que ambos están sufriendo el impacto de las fuentes antrópicas, lo cual no solo puede afectar al estuario en sí, sino que también puede representar un riesgo para todas las especies que habitan en dicho ecosistema.

En cuanto a los parámetros físico-químicos del sedimento, en ambos casos los estuarios presentaban características relativamente similares en cuanto a porcentaje de materia orgánica, pH y tamaño de partículas del sedimento. Caso contrario ocurrió al evaluar las concentraciones de microplásticos, ya que fueron significativamente mayores en el estuario Lengua. Sin embargo, la variabilidad de los tipos de polímeros fue mayor en el estuario Tubul-Raqui. Haciendo un énfasis en las correlaciones entre dichas concentraciones y los parámetros del sedimento, si bien se identificaron algunas correlaciones moderadas, debido a la insuficiencia de datos de los tipos de microplástico, no se puede concluir con certeza que las correlaciones se respalden estadísticamente. Por otra parte, en cuanto a la distribución de las concentraciones de MP, si bien, tanto en el estuario Lengua como

en el brazo Tubul del estuario Tubul-Raqui se observó un claro aumento de las concentraciones a medida de la cercanía con el mar, no se puede afirmar que sea un patrón permanente a lo largo del tiempo, ya que está sujeto a muchos cambios y variables propias de cada estuario.

Se pudo corroborar que efectivamente existe una relación entre las actividades antropogénicas y las variables cuantitativas de los microplásticos, ya que en el estuario Lenga, el cual hace años ha sufrido diversos tipos de intensas contaminaciones y actualmente está impactado por industrias y urbanización en sus cercanías, presentó mayores concentraciones de microplásticos en comparación con el estuario Tubul-Raqui. Sin embargo, en cuanto a las variables cualitativas de los microplásticos, es decir, los tipos de polímeros, se encontró una mayor variabilidad en el estuario Tubul-Raqui, lo cual podría estar asociado a que, si bien no es un estuario que se encuentre impactado por grandes e intensas fuentes antrópicas en sus cercanías, se debe destacar la constante pesca que se desarrolla en la zona por los mismos habitantes que residen a solo metros del estuario, por lo cual tienen un contacto directo con él, además de que se ha evidenciado que la pesca es una de las actividades claves en cuanto a fuentes de contaminación por microplásticos. Además, en cuanto a la morfología del estuario Tubul-Raqui, tiene una conexión mucho más amplia y abierta hacia el mar en comparación con el estuario Lenga, lo cual también es un factor importante que considerar ya que, debido a las corrientes también se podrían estar recibiendo aportes de partículas provenientes del océano en una mayor cantidad en comparación con el estuario Lenga.

En resumen, se puede concluir que la intensidad de la actividad antropogénica a los ambientes estuarinos si afecta de manera directa las variables cuantitativas de los microplásticos, sin embargo, no necesariamente afecta las variables cualitativas, debido a que, a pesar de que en el estuario Lenga la intensidad de las actividades ha sido históricamente mayor, la variabilidad de las partículas fue menor.

Siguiendo la misma línea, a pesar de que el estuario Lenga tuvo una menor variabilidad en cuanto al tipo de polímeros, cabe destacar que se encontró una mayor concentración de partículas no plásticas, por lo cual, se puede deducir que el estuario Lenga además de presentar mayores concentraciones de MP que el estuario Tubul-Raqui, también recibe otros tipos de partículas que pueden estar afectando el ecosistema.

Por lo tanto, es altamente importante comenzar una línea de investigación en ambos estuarios acerca de sus estados actualmente y prestarle mayor atención a las actividades antrópicas que se desarrollen en las cercanías y que puedan estar fomentando la contaminación.

Por otra parte, se debe tener en consideración que eliminar los MP del ambiente es prácticamente imposible, considerando que se encuentran presentes en múltiples componentes ambientales y que debido a su rango de tamaño es sumamente complejo eliminarlos en su totalidad. Por lo tanto, se podría considerar como otra opción para reducir la contaminación por MP, el reducir la producción de artículos de plástico en general, sin embargo, actualmente el plástico se convirtió en un material que forma parte de la vida cotidiana de las personas, por lo cual el hecho de intentar reducirlos y/o eliminarlos es un trabajo arduo y que tomaría una gran cantidad de tiempo. En consecuencia, un punto clave que se debería considerar es profundizar en la temática de la gestión de residuos plásticos, seguir fomentando el reúso y el reciclaje de dichos materiales, como también, resultaría interesante comenzar a prestar mayor atención a la eliminación de microplásticos en las plantas de tratamiento, con la finalidad de evitar que dicho contaminante termine en el ambiente. Si bien cada una de las opciones mencionadas requiere de una gran disponibilidad de recursos e investigaciones, es un avance totalmente necesario considerando el escenario actual que se ha comenzado a evidenciar a nivel mundial acerca de la contaminación por microplásticos. Cabe destacar que, durante los últimos años en Chile se han comenzado a implementar leyes que tienen como objetivo regular algunos artículos plásticos, como, por ejemplo, la ley 21100 que

prohíbe la entrega de bolsas plásticas o la ley 21368 que regula la entrega de plásticos de un solo uso y las botellas plásticas, los cuales son avances realmente importantes a nivel nacional, sin embargo, a pesar de su vigencia es cuestionable su efectividad, ya que aún existen múltiples lugares en donde dichos artículos siguen presentes. En este caso también es recomendable aumentar las fiscalizaciones para así aumentar también la efectividad de las leyes aplicadas.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alassali, A., Fiore, S., & Kuchta, K. (2018). Assessment of plastic waste materials degradation through near infrared spectroscopy. *Waste Management*, 82, 71–81. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.010>
- Alava, J. J., Kazmiruk, T. N., Douglas, T., Schuerholz, G., Heath, B., Flemming, S. A., Bendell, L., & Drever, M. C. (2021). Occurrence and size distribution of microplastics in mudflat sediments of the Cowichan-Koksilah Estuary, Canada: A baseline for plastic particles contamination in an anthropogenic-influenced estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 173(September). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113033>
- Alfonso, M. B., Arias, A. H., Ronda, A. C., & Piccolo, M. C. (2021). Continental microplastics: Presence, features, and environmental transport pathways. *Science of the Total Environment*, 799. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149447>
- Almeida, C. M. R., Sáez-Zamacona, I., Silva, D. M., Rodrigues, S. M., Pereira, R., & Ramos, S. (2023). The Role of Estuarine Wetlands (Saltmarshes) in Sediment Microplastics Retention. *Water (Switzerland)*, 15(7), 1–13. <https://doi.org/10.3390/w15071382>
- Castillo, C., Fernández, C., Gutiérrez, M. H., Aranda, M., Urbina, M. A., Yáñez, J., Álvarez, Á., & Pantoja-Gutiérrez, S. (2020). Water column circulation drives microplastic distribution in the Martínez-Baker channels; A large fjord ecosystem in Chilean Patagonia. *Marine Pollution Bulletin*, 160(April), 111591. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111591>
- Choong, W. S., Hadibarata, T., Yuniarto, A., Tang, K. H. D., Abdullah, F., Syafrudin, M., Al Farraj, D. A., & Al-Mohaimed, A. M. (2021). Characterization of microplastics in the water and sediment of Baram River estuary, Borneo Island.

Marine Pollution Bulletin, 172(August), 112880.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112880>

Correa-Araneda, F., Pérez, J., Tonin, A. M., Esse, C., Boyero, L., Díaz, M. E., Figueroa, R., Santander-Massa, R., Cornejo, A., Link, O., Jorquera, E., & Urbina, M. A. (2022). Microplastic concentration, distribution and dynamics along one of the largest Mediterranean-climate rivers: A whole watershed approach. *Environmental Research*, 209(July 2021).
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112808>

Da Costa, J. P., Nunes, A. R., Santos, P. S. M., Girão, A. V., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2018). Degradation of polyethylene microplastics in seawater: Insights into the environmental degradation of polymers. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 53(9), 866–875.
<https://doi.org/10.1080/10934529.2018.1455381>

Daniel, I., DeGrandpre, M., & Farías, L. (2013). Greenhouse gas emissions from the Tubul-Raqui estuary (central Chile 36°S). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 134(3), 31–44. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.09.019>

Defontaine, S., Sous, D., Tesan, J., Monperrus, M., Lenoble, V., & Lanceleur, L. (2020). Microplastics in a salt-wedge estuary: Vertical structure and tidal dynamics. *Marine Pollution Bulletin*, 160(May), 111688.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111688>

Devereux, R., Westhead, E. K., Jayaratne, R., & Newport, D. (2022). Microplastic abundance in the Thames River during the New Year period. *Marine Pollution Bulletin*, 177(March), 113534. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113534>

Díaz-Jaramillo, M., da Rocha, A. M., Chiang, G., Buchwalter, D., Monserrat, J. M., & Barra, R. (2013). Biochemical and behavioral responses in the estuarine polychaete *Perinereis gualpensis* (Nereididae) after in situ exposure to polluted

sediments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 89, 182–188.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.11.026>

Díaz-Jaramillo, M., Martins da Rocha, A., Gomes, V., Bianchini, A., Monserrat, J. M., Sáez, K., & Barra, R. (2011). Multibiomarker approach at different organization levels in the estuarine *Perinereis gualpensis* (Polychaeta; Nereididae) under chronic and acute pollution conditions. *Science of the Total Environment*, 410–411, 126–135. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.09.007>

Duan, Y., Huo, Y., & Duan, L. (2017). Preparation of acrylic resins modified with epoxy resins and their behaviors as binders of waterborne printing ink on plastic film. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 535(September), 225–231. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2017.09.041>

Fernández-González, V., Andrade-Garda, J.M., López-Mahía, P., Muniategui-Lorenzo, S. (2022). *Misidentification of PVC microplastics in marine environmental samples*. 153(March 2022).

Firdaus, M., Trihadiningrum, Y., & Lestari, P. (2020). Microplastic pollution in the sediment of Jagir Estuary, Surabaya City, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 150(November 2019), 110790. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110790>

Frias, J. P. G. L., & Nash, R. (2019). Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin*, 138(September 2018), 145–147. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>

Gerolin, C. R., Pupim, F. N., Sawakuchi, A. O., Grohmann, C. H., Labuto, G., & Semensatto, D. (2020). Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. *Science of the Total Environment*, 749, 141604. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141604>

Giraldez Alvarez, L. D., Braz de Jesus, F., Lacerda Costa, A. P., Ferraz Bastos, L. E., Moura De Souza, D. A., & Gonçalves da Silva, D. (2020). Efectos de los

- microplásticos en el medio ambiente: Un macroproblema emergente. *Revista de Ciencia y Tecnología*, 33, 100–107. <https://doi.org/10.36995/j.recyt.2020.33.013>
- Heiri, O., Lotter, A. F., & Lemcke, G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 104, 101–110. [https://doi.org/10.1016/0009-2541\(93\)90140-E](https://doi.org/10.1016/0009-2541(93)90140-E)
- Hitchcock, J. N., & Mitrovic, S. M. (2019). Microplastic pollution in estuaries across a gradient of human impact. *Environmental Pollution*, 247, 457–466. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.069>
- Islam, S., Apitius, L., Jakob, F., & Schwaneberg, U. (2019). Targeting microplastic particles in the void of diluted suspensions. *Environment International*, 123(January), 428–435. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.029>
- Jickells, T. D., Andrews, J. E., Parkes, D. J., Suratman, S., Aziz, A. A., & Hee, Y. Y. (2014). Nutrient transport through estuaries: The importance of the estuarine geography. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 150(PB), 215–229. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.03.014>
- Jiwarungrueangkul, T., Phaksopa, J., Sompongchaiyakul, P., & Tipmanee, D. (2021). Seasonal microplastic variations in estuarine sediments from urban canal on the west coast of Thailand: A case study in Phuket province. *Marine Pollution Bulletin*, 168(January), 112452. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112452>
- Khalil, K., Raimonet, M., Laverman, A. M., Yan, C., Andrieux-Loyer, F., Viollier, E., Deflandre, B., Ragueneau, O., & Rabouille, C. (2013). Spatial and Temporal Variability of Sediment Organic Matter Recycling in Two Temperate Eutrophicated Estuaries. *Aquatic Geochemistry*, 19(5–6), 517–542. <https://doi.org/10.1007/s10498-013-9213-8>

- Kukharchyk, T. I., & Chernyk, V. D. (2022). Soil Pollution with Microplastic in the Impact Area of a Plant Producing Expanded Polystyrene. *Eurasian Soil Science*, 55(3), 377–386. <https://doi.org/10.1134/S1064229322030085>
- Leads, R. R., & Weinstein, J. E. (2019). Occurrence of tire wear particles and other microplastics within the tributaries of the Charleston Harbor Estuary, South Carolina, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 145(June), 569–582. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.061>
- Leads, R. R., Weinstein, J. E., Kell, S. E., Overcash, J. M., Ertel, B. M., & Gray, A. D. (2023). Spatial and temporal variability of microplastic abundance in estuarine intertidal sediments: Implications for sampling frequency. *Science of the Total Environment*, 859(July 2022), 160308. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160308>
- Li, F., & Larock, R. C. (2000). New soybean oil-styrene-divinylbenzene thermosetting copolymers. II. Dynamic mechanical properties. *Journal of Polymer Science, Part B: Polymer Physics*, 38(21), 2721–2738. [https://doi.org/10.1002/1099-0488\(20001101\)38:21<2721::AID-POLB30>3.0.CO;2-D](https://doi.org/10.1002/1099-0488(20001101)38:21<2721::AID-POLB30>3.0.CO;2-D)
- Li, W., Wang, Z., Li, W., & Li, Z. (2022). Impacts of microplastics addition on sediment environmental properties, enzymatic activities and bacterial diversity. *Chemosphere*, 307(P3), 135836. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135836>
- Li, Y., Lu, Z., Zheng, H., Wang, J., & Chen, C. (2020). Microplastics in surface water and sediments of Chongming Island in the Yangtze Estuary, China. *Environmental Sciences Europe*, 32(1). <https://doi.org/10.1186/s12302-020-0297-7>
- Liu, K., Wang, X., Fang, T., Xu, P., Zhu, L., & Li, D. (2019). Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai. *Science of the Total Environment*, 675, 462–471. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.110>

- Luo, Y., Al Amin, M., Gibson, C. T., Chuah, C., Tang, Y., Naidu, R., & Fang, C. (2022). Raman imaging of microplastics and nanoplastics generated by cutting PVC pipe. *Environmental Pollution*, 298(December 2021). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118857>
- Malli, A., Corella-puertas, E., Hajjar, C., & Boulay, A. (2022). Transport mechanisms and fate of microplastics in estuarine compartments : A review. *Marine Pollution Bulletin*, 177(September 2021), 113553. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113553>
- Miller, R. R., Newhook, R., & Poole, A. (1994). Styrene production, use, and human exposure. *Critical Reviews in Toxicology*, 24(s1), 1–10. <https://doi.org/10.3109/10408449409020137>
- Muñoz, C. A., Pardo, L. M., Henríquez, L. A., & Palma, Á. T. (2006). Variaciones temporales en la composición y abundancia de cuatro especies de Cancer (Decapoda: Brachyura: Cancridae) capturadas con trampas en bahía San Vicente, Concepción (Chile central). *Investigaciones Marinas*, 34(2), 9–21. <https://doi.org/10.4067/s0717-71782006000200002>
- Muñoz Prieto, E. de J. (2016). Síntesis y copolimerización de poliimidas a partir de aminas aromáticas mediante irradiación por microondas. *Ciencia En Desarrollo*, 7(2), 161.
- Mylavarapu, R., Bergeron, J., Wilkinson, N., & Hanlon, E. A. (2020). Soil pH and Electrical Conductivity: A County Extension Soil Laboratory Manual. *Edis*, 2020(1), 1–10. <https://doi.org/10.32473/edis-ss118-2020>
- Novoa, V., Rojas, O., Ahumada-rudolph, R., Katia, S., & Fierro, P. (2020). Coastal Wetlands : Ecosystems A ff ected. *Water*, 12, 1–19.
- Paredes-Osses, E., Pozo, K., Opazo-Capurro, A., Bahamonde, P., & Cabrera-Pardo, J. R. (2021). Microplastics Pollution in Chile: Current Situation and

- Future Prospects. *Frontiers in Environmental Science*, 9(November), 1–7. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.796989>
- Pazos, R. S., Amalvy, J., Cocheró, J., Pecile, A., & Gómez, N. (2021). Temporal patterns in the abundance, type and composition of microplastics on the coast of the Río de la Plata estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 168(January). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112382>
- Pegado, T. de S. e. S., Schmid, K., Winemiller, K. O., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Dei, L., & Giarrizzo, T. (2018). First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 133(March), 814–821. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.035>
- Peng, G., Zhu, B., Yang, D., Su, L., Shi, H., & Li, D. (2017). Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China. *Environmental Pollution*, 225, 283–290. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.064>
- Pérez Hoyos, A. M. (2018). Manejo del estereomicroscopio. <https://www.tdea.edu.co/index.php/acerca-del-sello-editorial/109-tdea/sello-editorial/documentos-sello-editorial/1353-del-campo-al-laboratorio-integracion-de-procedimientos-para-el-estudio-de-moscas-ebook>, 171–188. <https://dspace.tdea.edu.co/handle/tdea/1472>
- 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(February). <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.774055>
- Potter, I. C., Chuwen, B. M., Hoeksema, S. D., & Elliott, M. (2010). The concept of an estuary: A definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87(3), 497–500. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.01.021>

- Pozo, K., Urrutia, R., Mariottini, M., Rudolph, A., Banguera, J., Pozo, K., Parra, O., & Focardi, S. (2014). Levels of Persistent Organic Pollutants (POPs) in sediments from Lenga estuary, central Chile. *Marine Pollution Bulletin*, 79(1–2), 338–341. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.031>
- Radhakrishnan, K., Sivapriya, V., Rajkumar, A., Akramkhan, N., Prakasheswar, P., Krishnakumar, S., & Hussain, S. M. (2021). Characterization and distribution of microplastics in estuarine surface sediments, Kayamkulam estuary, southwest coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, 168(March), 112389. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112389>
- Rakib, Md. R. J., Hossain, M. B., Kumar, R., Ullah, Md. A., al Nahian, S., Rima, N. N., Choudhury, T. R., Liba, S. I., Yu, J., Khandaker, M. U., Sulieman, A., & Sayed, M. M. (2022). Spatial distribution and risk assessments due to the microplastics pollution in sediments of Karnaphuli River Estuary, Bangladesh. *Scientific Reports*, 12(1), 1–15. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-12296-0>
- Razi, A., Hassimi, O., Hasan, A., Hafizuddin, M., Nur, M., & Ismail, I. (2021). Microbial degradation of microplastics by enzymatic processes: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 0123456789. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01197-9>
- Rojas, C., Sepúlveda-Zúñiga, E., Barbosa, O., Rojas, O., & Martínez, C. (2015). Patrones de urbanización en la biodiversidad de humedales urbanos en Concepción metropolitano. *Revista de Geografía Norte Grande*, 204(61), 181–204. <https://doi.org/10.4067/s0718-34022015000200010>
- Sánchez-Hernández, L. J., Ramírez-Romero, P., Rodríguez-González, F., Ramos-Sánchez, V. H., Márquez Montes, R. A., Romero-Paredes Rubio, H., Sujitha, S. B., & Jonathan, M. P. (2021). Seasonal evidences of microplastics in environmental matrices of a tourist dominated urban estuary in Gulf of Mexico, Mexico. *Chemosphere*, 277. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130261>

- Sillanpää, M., & Sainio, P. (2017). Release of polyester and cotton fibers from textiles in machine washings. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(23), 19313–19321. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9621-1>
- Stuardo, J., & Valdovinos, C. (1989). Estuarios y lagunas costeras: ecosistemas importantes del Chile central. *Amb. y Des.*, V(1), 107–115. http://www.cipma.cl/web/200.75.6.169/RAD/1989/1_Stuardo-Valdovinos.pdf
- Surya, I., Muniyadi, M., & Ismail, H. (2021). A review on clay-reinforced ethylene propylene diene terpolymer composites. *Polymer Composites*, 42(4), 1698–1711. <https://doi.org/10.1002/pc.25956>
- Ta, A. T., & Babel, S. (2020). Microplastics pollution with heavy metals in the aquaculture zone of the Chao Phraya River Estuary, Thailand. *Marine Pollution Bulletin*, 161(October), 111747. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111747>
- Taha, Z. D., Md Amin, R., Anuar, S. T., Nasser, A. A. A., & Sohaimi, E. S. (2021a). Microplastics in seawater and zooplankton: A case study from Terengganu estuary and offshore waters, Malaysia. *Science of the Total Environment*, 786, 147466. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147466>
- Taha, Z. D., Md Amin, R., Anuar, S. T., Nasser, A. A. A., & Sohaimi, E. S. (2021b). Microplastics in seawater and zooplankton: A case study from Terengganu estuary and offshore waters, Malaysia. *Science of the Total Environment*, 786, 147466. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147466>
- Tang, H., Gong, F., Liu, C., Ren, Q., Yang, Y., Jiang, B., Liu, C., & Chen, J. (2007). Studies on the Preparation of Branched Polymers from Styrene and Divinylbenzene. *Journal of Applied Polymer Science*, 116(5), 2658–2667. <https://doi.org/10.1002/app>

- (UNEP), U. N. E. P. (2023). *Chemicals in Plastics*.
<http://www.breastcancerfund.org/clear-science/environmental-breast-cancer-links/plastics/>
- Valdovinos, C., Muñoz, M. D., Vásquez, D., & Olmos, V. (2010). *Desastres naturales y biodiversidad : El caso del humedal costero Tubul-Raqui Natural disasters and biodiversity : The case of Tubul-Raqui coastal wetland*. 33–51.
- van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbins, J., & Janssen, C. R. (2015). Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research*, 111, 5–17.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>
- Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., & Da Ros, L. (2013). Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130, 54–61.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.03.022>
- Wang, T., Tang, W., Wu, D., Yu, X., Wang, G., Cai, X., Shao, S., Wang, S., Mo, L., Liu, Y., Ying, G., & Chen, Z. (2023). Abundance and characteristics of microplastics in the Wanquan River estuary , Hainan Island. *Marine Pollution Bulletin*, 189(February), 114810.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114810>
- Woods, J. S., Verones, F., Jolliet, O., Vázquez-Rowe, I., & Boulay, A. M. (2021). A framework for the assessment of marine litter impacts in life cycle impact assessment. *Ecological Indicators*, 129(April).
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107918>
- Wu, Y., Wang, S., Wu, L., Yang, Y., Yu, X., Liu, Q., Liu, X., Li, Y., & Wang, X. (2022). Vertical distribution and river-sea transport of microplastics with tidal fluctuation in a subtropical estuary, China. *Science of the Total Environment*, 822, 153603.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153603>

- Xu, Q., Xing, R., Sun, M., Gao, Y., & An, L. (2020). Microplastics in sediments from an interconnected river-estuary region. *Science of the Total Environment*, 729, 139025. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139025>
- Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., & Wu, C. (2021). Microplastics in freshwater sediment: A review on methods, occurrence, and sources. *Science of the Total Environment*, 754, 141948. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141948>
- Zaki, M. R. M., Zaid, S. H. M., Zainuddin, A. H., & Aris, A. Z. (2021). Microplastic pollution in tropical estuary gastropods: Abundance, distribution and potential sources of Klang River estuary, Malaysia. *Marine Pollution Bulletin*, 162(November 2020), 111866. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111866>
- Zhang, W., Zhang, S., Wang, J., Wang, Y., Mu, J., Wang, P., Lin, X., & Ma, D. (2017). Microplastic pollution in the surface waters of the Bohai Sea, China. *Environmental Pollution*, 231, 541–548. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.058>
- Zhang, Y., Gao, T., Kang, S., & Sillanpää, M. (2019). Importance of atmospheric transport for microplastics deposited in remote areas. *Environmental Pollution*, 254, 1–4. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.121>

7. ANEXOS

Anexo 1

Equipos y materiales

Para realizar la recolección de las muestras de sedimento, se consideraron los materiales detallados a continuación:

- Draga Van Veen
- Papel aluminio
- Bolsas ziploc
- Plumón sharpie permanente
- Cuchara acero inoxidable
- Bandeja acero inoxidable

Para el análisis de laboratorio tanto para la extracción de partículas de microplástico como también los análisis físico-químicos, se utilizaron los siguientes materiales:

- Vasos precipitados 250 ml
- Bomba de vacío
- Cloruro de sodio (NaCl)
- Peróxido de hidrógeno 30%
- Ácido clorhídrico 10%
- Hidróxido de sodio (2N)
- Hexametáfosfato de sodio (Calgón 2%)
- Crisoles
- Agua Mili Q
- Papel filtro de fibra de vidrio
- Pipeta cuentagotas 5 ml
- Varilla de vidrio
- Pinzas metálicas

- Placas Petri medianas
- Portaobjetos
- Cubreobjetos

Además, se utilizaron los siguientes equipos durante el análisis y procesamiento de las muestras:

- Horno
- Horno mufla
- Equipo de filtración al vacío
- Microscopio de disección
- Espectrómetro infrarrojo FT-IR