



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

**ABUNDANCIA DE MICROPLÁSTICOS EN EL MEJILLÓN
(*Mytella strigata*) Y LA ALMEJA CHOCOLATA (*Megapitaria
squalida*) EN LA BAHÍA DE LA PAZ, B.C.S., MÉXICO.**

T E S I S

Que para obtener el grado de

Maestro en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales
(Orientación en Biología Marina)

P r e s e n t a

Rodrigo Sánchez Osuna

La Paz, Baja California Sur, marzo de 2023.

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 13:45 horas del día 8 del Mes de Marzo del 2023, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

"Abundancia de microplásticos en el mejillón (*Mytella strigata*) y la almeja chocolata (*Megapitaria squalida*) en la Bahía de La Paz, B.C.S., México."

Presentada por el alumno:

Rodrigo Sánchez Osuna

Aspirante al Grado de MAESTRO EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN **Biología Marina**

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACIÓN DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISIÓN REVISORA



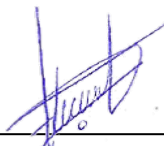
Dr. Víctor Manuel Muro Torres
Co-Director de Tesis



Dr. Eduardo Francisco Balart Páez
Co-Director de Tesis



Dr. Felipe Amezcua Martínez
Co-Tutor de Tesis



Dra. Gracia Alicia Gómez Anduro,
Directora de Estudios de Posgrado y
Formación de Recursos Humanos.

La Paz, Baja California Sur, a 7 de marzo de 2023.

Los miembros del comité de tesis del estudiante Rodrigo Sánchez Osuna del Programa de Maestría en Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales, revisamos el contenido de la tesis y otorgamos el Vo.Bo. dado que la tesis no representa un plagio de otro documento como lo muestra el reporte de similitud realizado:

- Herramienta antiplagio:
iThenticate
- Filtros utilizados:
Citas y bibliografía excluida
- Porcentajes de similitud:
20%



chocolate Citas excluidas 20%
Bibliografía excluida SIMILAR

Resumen de Coincidencias

1	Internet 391 palabras Copiado el 24-Nov-2020 cibnor.repositorioinstitucional.mx	3%
2	Internet 176 palabras bdigital.unal.edu.co	2%
3	Internet 158 palabras Copiado el 04-Mar-2018 biblio.uabcs.mx	1%
4	Internet 158 palabras Copiado el 07-May-2020 es.scribd.com	1%
5	Internet 151 palabras Copiado el 12-Jun-2018 docplayer.es	1%
6	Internet 132 palabras Copiado el 01-May-2021 repositorio.upse.edu.ec	1%

Versión solo texto del ...

Firmas del comité



Dr. Víctor Manuel Muro Torres

Co-Director



Dr. Eduardo Francisco Balart Páez

Co-Director



Dr. Felipe Amezcua Martínez

Co-Tutor

Conformación de Comités

Comité Tutorial

Dr. Víctor Manuel Muro Torres
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.
Co-Director de Tesis

Dr. Eduardo Francisco Balart Páez
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.
Co-Director de Tesis

Dr. Felipe Amezcua Martínez
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Unidad Académica Mazatlán.
Co-Tutor de Tesis

Comité Revisor de Tesis

Dr. Víctor Manuel Muro Torres
Dr. Eduardo Francisco Balart Páez
Dr. Felipe Amezcua Martínez

Jurado en Examen

Dr. Víctor Manuel Muro Torres
Dr. Eduardo Francisco Balart Páez
Dr. Felipe Amezcua Martínez

Suplente

Dra. Elisa Serviere Zaragoza

Resumen

La contaminación plástica surgió como un problema ambiental global durante los últimos años que puede afectar la salud de la biota y los ecosistemas. Sin embargo, ese es sólo uno de los problemas, ya que con el paso del tiempo no desaparece, si no, se degrada en pequeños desechos plásticos (<5 mm) conocidos como microplásticos (MPs). Los MPs se distribuyen en todo el mundo, son entidades omnipresentes y se acumulan en el medio ambiente durante muchos años, además poseen una gran capacidad de concentrar contaminantes orgánicos. El pequeño tamaño de los MPs los hace fácilmente disponibles para la ingestión por una amplia variedad de organismos en el medio marino. Los bivalvos, al ser organismos que se alimentan de la materia en suspensión en la columna de agua, son propensos a la absorción de estas micropartículas. Se analizaron dos especies de bivalvos, el mejillón (*Mytella strigata*) y almeja chocolata (*Megapitaria squalida*), además muestras de agua de 9 playas de distintas zonas de la Bahía de La Paz. El tejido completo de los organismos se digirió mediante hidróxido de potasio al 20% y peróxido de hidrógeno al 50%. Posteriormente se filtraron en filtros millipore mediante una bomba de vacío. Se observó directamente desde un microscopio a cada muestra individualmente, realizando una separación de los MPs observados dependiendo de su origen, color y forma. Se les tomó una fotografía individualmente a los MPs para ser medidos mediante el programa ZEN. Finalmente, los MPs fueron recolectados conjuntamente según su origen para ser analizados en un Espectrofotómetro Infrarrojo de Transformada Fourier (FTIR). Los resultados obtenidos nos dicen que *M. strigata* (81.58%) y de *M. squalida* (75.47%) tuvieron un alto porcentaje de MPs. La cantidad de MPs promedio por especie fue de 3.25 para el mejillón y 2.69 para la almeja chocolata. El agua analizada de distintas zonas de la bahía nos da un promedio de 1.54 MPs por litro en general, siendo zonas cercanas a áreas con actividad humana las más contaminadas. El 100 % de los MPs encontrados son de tipo fibras, donde el color negro predomina, seguido por el color verde y rojo. El análisis Espectrofotómetro Infrarrojo indicó que las mayores similitudes, en cuanto al tipo de polímero encontrado, son polietileno-covinilacetato, polietileno-copropileno, polietileno y celulosa hidroxietil.

Palabras claves: microplásticos, bivalvos, agua, fibras, polietileno.

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2887-2113>



Dr. Víctor Manuel Muro Torres
Vo. Bo. Co-Director de Tesis



Dr. Eduardo Francisco Balart Paéz
Vo. Bo. Co-Director de Tesis

Summary

Plastic pollution has emerged as a global environmental problem in recent years that can affect the health of biota and ecosystems. However, that is only one of the problems, as over time it does not disappear, but rather degrades into small plastic debris (<5 mm) known as microplastics (MPs). MPs are distributed worldwide, are ubiquitous entities and accumulate in the environment for many years and have a high capacity to concentrate organic pollutants. The small size of PMs makes them readily available for ingestion by a wide variety of organisms in the marine environment. Bivalves, being organisms that feed on suspended matter in the water column, are prone to the uptake of these microparticles. Two species of bivalves, the mussel (*Mytella strigata*) and the chocolate clam (*Megapitaria squalida*), were analyzed, in addition to water samples from 9 beaches in different areas of the Bay of La Paz. The complete tissue of the organisms was digested using 20% potassium hydroxide and 50% hydrogen peroxide. They were then filtered in millipore filters using a vacuum pump. Each sample was observed directly from a microscope individually, making a separation of the MPs observed depending on their origin, color and shape. The MPs were photographed individually to be measured using the ZEN program. Finally, the MPs were separated according to their origin to be analyzed in a Fourier Transform Infrared Spectrophotometer (FTIR). The results obtained tell us that *M. strigata* (81.58%) and *M. squalida* (75.47%) had a high percentage of MPs. The average amount of MPs per species was 3.25 for the mussel and 2.69 for the chocolate clam. The water analyzed from different areas of the bay gave us an average of 1.54 MPs per liter in general, with areas close to areas with human activity being the most polluted. 100% of the MPs found are of the fiber type, where black predominates, followed by green and red. The Infrared Spectrophotometer analysis indicated that the greatest similarities, in terms of the type of polymer found, are polyethylene-covinylacetate, polyethylene-copropylene, polyethylene and hydroxyethyl cellulose.

Keywords: microplastics, bivalves, water, fiber, polyethylene.

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2887-2113>



Dr. Víctor Manuel Muro Torres
Vo. Bo. Co-Director de Tesis



Dr. Eduardo Francisco Balart Páez
Vo. Bo. Co-Director de Tesis

Dedicatoria

Cuando alguien es tan afortunado de ser criado por las dos personas más maravillosas del mundo, no tiene otro camino que dedicarles el resto de su vida.

Cada logro, cada aventura, cada sonrisa, se las dedico a mis dos madres, las personas más nobles que cualquier persona pueda tener el privilegio de conocer.

Gracias por enseñarme que la vida se trata de ser feliz.

TE AMO MAMÁ LORE

TE AMO MAMÁ

Agradecimientos

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., por brindarme la posibilidad de realizar mis estudios de Maestría. A la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos por todo su apoyo y empatía.

Al CONACyT por la beca otorgada con el número de registro 1573325787.

Al Dr. Víctor Manuel Muro Torres, por su indispensable apoyo a lo largo de todo el proyecto, no sólo en el ámbito académico. Esta tesis es igualmente suya. Al Dr. Eduardo Balart Páez, por su apoyo, empatía, comentarios y revisiones tan efectivas. Al Dr. Felipe Amezcua Martínez, por abrirme las puertas del centro de Investigación de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM unidad Mazatlán, donde tuve el privilegio de contar con la guía y apoyo del M. C. Roberto Cruz y Yareli Hernández. Igualmente, del mismo instituto, al Dr. Roberto Rivera, quien me guío en el uso de una técnica muy importante para esta investigación, además de compartir su experiencia sobre los microplásticos conmigo.

Al Dr. Pablo Hernández Almaraz, quien me guío por primera vez en el tema de la contaminación, con quien tuve grandes clases y aprendí mientras me divertía.

A Ana María Talamantes Cota por el apoyo con la revisión del documento y bibliografía.

A mis amigos, quienes me brindan la oportunidad de vivir la vida que siempre anhelé. Igualmente, a los Master Gamers, por las divertidas reuniones juntos.

A Viviana Rodríguez, por ser mi mayor cómplice en esta etapa de mi vida.

A Martha Chapa, quien me brindó su apoyo en momentos de necesidad, además de su valioso aporte en el muestreo.

A Imanol Fuentes y Mariana Vásquez, por su apoyo en distintos aspectos de mi vida.

A Andrea Chaparro, por la bonita amistad que hemos creado y por siempre ser tan detallista conmigo.

A mis roomies, tanto antiguas como actuales, por permitirme ser parte de su vida diaria. A Janeth Merin, por hacerme sentir lo que es tener una hermana.

A mi familia que me ha apoyado a lo largo de esta etapa. A Diosdado, quien era la persona más entusiasmada con que yo estudié lo que tanto me hace feliz. A mi tía Alma, quien desde que nací me ha mostrado amor y apoyo incondicional. A Ulises Castillo, por su amor y atención hacia mi mamá. A mamá Lore y papá Juan, a quienes le debo todo, gracias por su gran corazón.

Y la más importante de todas, a mi mamá, por su apoyo incondicional durante toda mi vida, gracias por enseñarme que la felicidad es lo más importante en la vida y por hacerme sentir amado. Todos los logros que tenga en esta vida son tuyos, gracias por ser la mejor persona del mundo.

Contenido

Resumen	i
Summary	ii
Dedicatoria	iii
Agradecimientos	iv
Contenido	vi
Lista de figuras	viii
Lista de tablas	ix
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	4
2.1 Abundancia de microplásticos.....	4
2.2 Microplásticos como vectores de transporte químico.....	5
2.3 Efectos de microplásticos	6
2.4 Bioindicadores	7
2.5 Características de las especies analizadas.....	8
2.5.1 Bivalvos	8
3. JUSTIFICACIÓN	9
4. HIPÓTESIS	10
5. OBJETIVOS	11
5.1 Objetivo general	11
5.2 Objetivos particulares.....	11
6. MATERIAL Y MÉTODOS	12
6.1 Área de estudio.....	12
6.2 <i>Mytella strigata</i> (Hanley, 1843).....	13
6.3 <i>Megapitaria squalida</i> (Sowerby, 1835)	14
6.4 Agua en la Bahía de La Paz	16
6.5 Preparación de muestras de microplásticos	17
6.6 Estructura de tallas.....	18
6.7 Análisis de MPs en la columna de agua.....	20
6.8 Identificación de MPs	20
6.9 Medición de microplásticos.....	21
6.10 Identificación de Polímeros: Espectrofotómetro Infrarrojo de Transformada Fourier (FTIR).....	22
6.11 Análisis estadístico.....	23

7. RESULTADOS	24
7.1 Organismos.....	24
7.2 Agua.....	32
7.3 Caracterización de microplásticos.....	34
7.3.1 Formas.....	34
7.3.2 Colores.....	35
7.3.3 Tamaño de los microplásticos.....	35
7.3.4 Tipo de polímeros.....	37
8. DISCUSIÓN	41
8.1 Microplásticos en organismos.....	41
8.2 Microplásticos por zonas.....	42
8.3 Caracterización de microplásticos.....	44
9. CONCLUSIONES	46
10. LITERATURA CITADA	47

Lista de figuras

Figura 1. Mapa de la Bahía de La Paz resaltando las zonas de muestreo.	12
Figura 2. Anatomía de <i>Mytella strigata</i> . Tomada de Fischer <i>et al.</i> (1995).	13
Figura 3. Habitantes locales realizando extracción de mejillones.	14
Figura 4. Anatomía de <i>Megapitaria squalida</i> . Tomado de Fischer <i>et al.</i> (1995).	15
Figura 5. Porcentaje de captura de <i>M. squalida</i> a nivel nacional (Carta nacional Pesquera, 2017).	15
Figura 6. Captura de almeja chocolata con técnica de buceo semiautónomo Hooka en Punta Coyote.	16
Figura 7. Extracción de muestras de agua en Punta Coyote y Tecolote, respectivamente.	17
Figura 8. Equipo para procesamiento de muestras.	18
Figura 9. Muestras de <i>M. squalida</i> procesadas y en etapa de digestión.	19
Figura 10. Proceso de filtración mediante bomba de vacío.	19
Figura 11. Microscopio estéreo (Coslab ZSM-111).	20
Figura 12. Ejemplo de fibra negra medida mediante programa ZEN.	22
Figura 13. Espectrofotómetro Infrarrojo de Transformada Fourier (FTIR).	23
Figura 14. Prueba de suma de rangos Kruskal-Wallis del total de MPs en ambas especies.	25
Figura 15. Prueba de suma de rangos Kruskal-Wallis del total de MPs encontrados en <i>M. squalida</i> por zonas.	27
Figura 16. Gráfica de distribución multinomial de tallas de <i>M. strigata</i>	27
Figura 17. Gráfica de distribución multinomial de tallas de <i>M. squalida</i>	28
Figura 18. Prueba de suma de rangos Kruskal-Wallis del total de MPs encontrados en <i>M. strigata</i> por tallas.	29
Figura 19. Prueba de suma de rangos Kruskal-Wallis del total de MPs encontrados en <i>M. squalida</i> por tallas.	29
Figura 20. Prueba de suma de rangos Kruskal-Wallis del total de MPs encontrados en ambas especies por épocas.	30
Figura 21. Prueba de suma de rangos Kruskal-Wallis del total de MPs encontrados en <i>M. strigata</i> por épocas.	31
Figura 22. Prueba de suma de rangos Kruskal-Wallis del total de MPs encontrados en <i>M. squalida</i> por épocas.	32
Figura 23. Prueba de suma de rangos Kruskal-Wallis del promedio de MPs por litro (L) encontrados en el agua por zonas.	34
Figura 24. Distintos tipos de fibras encontradas en el análisis.	34
Figura 25. Prueba de suma de rangos Kruskal-Wallis de la longitud de los MPs encontrados en <i>M. strigata</i> por colores.	36
Figura 26. Prueba de suma de rangos Kruskal-Wallis de la longitud de los MPs encontrados en <i>M. squalida</i> por colores.	37
Figura 27. Resultados del primer análisis FTIR.	38
Figura 28. Resultados del segundo análisis FTIR.	39
Figura 29. Resultados del tercer análisis FTIR con muestras en organismos.	40
Figura 30. Resultados del cuarto análisis FTIR con muestras de agua.	40

Lista de tablas

Tabla 1. Principales tipos de plásticos y ejemplos de cada uno.	2
Tabla 2. Abundancia de microplásticos en organismos de <i>M. strigata</i> y <i>M. squalida</i> analizados.	24
Tabla 3. Total de MPs por gramo de ambas especies.	25
Tabla 4. Distribución de MPs encontrados en organismos por zonas.....	26
Tabla 5. Distribución de MPs por zonas mediante análisis de agua.....	33
Tabla 6. Total de colores en fibras encontradas en los organismos.....	35
Tabla 7. Total de colores en fibras encontradas en las muestras de agua por sitio.....	35

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación en los ecosistemas marinos es un problema mundial debido a sus impactos en la biota y la salud humana. Estas sustancias pueden llegar de forma natural como resultado de procesos biogeoquímicos o en su mayoría, provenir de las actividades humanas (Páez-Osuna *et al.*, 2017).

Grandes cantidades de basuras marinas están llegando a las costas, impulsadas por los cambios en el nivel del mar, en el régimen de lluvia y en la velocidad del viento (Browne *et al.*, 2015). Dicho aumento, nos obliga a la toma de acciones serias para la prevención de potenciales catástrofes en el futuro (Rojo Nieto y Montoto, 2017).

Se calcula que el 80% del total de basura marina es de origen terrestre, donde destacan las zonas industrializadas o de mayor densidad de población, igualmente zonas cercanas a plantas de tratamiento de residuos (Derraik, 2002). El otro 20% está representado por la basura generada dentro de los mismos océanos, principalmente por la pesca fantasma (el abandono de instrumentos de captura) (Pawson, 2003).

Dentro de la contaminación se encuentra el plástico, que son una familia de materiales sintéticos derivados de materias primas orgánicas (celulosa, petróleo, gas natural etc.). Son polímeros que son creados artificialmente por la humanidad mediante procesos de industrialización (Plastics Europe y EPRO, 2016). Desde los años cincuenta, la producción mundial de plástico tiene un incremento calculado de un 5% al año (Andrady y Neal, 2009).

Los plásticos generan distintos impactos en los ecosistemas costeros, destacando la ingestión por parte de organismos, llegando a ocasionar asfixia, la contaminación de sedimentos por aditivos, tanto propios, como de contaminantes orgánicos persistentes adsorbidos en ellos, y enmallamiento.

Los polímeros plásticos más comunes son el polietileno (PE) polipropileno (PP), poliestireno (PS), policloruro de vinilo (PVC), poliamida (PA), tereftalato de polietileno (PET) y alcohol polivinílico (PVA) (Tabla 1) (Avio *et al.*, 2017).

Tabla 1. Principales tipos de plásticos y ejemplos de cada uno.

Poliétileno	Bolsas de plástico
Polipropileno (PP)	Fibras industriales, envases de alimentos
Poliestireno (PS)	Utensilios de plástico
Policloruro de vinilo (PVC)	Tuberías y cables
Poliamida (PA)	Cuerdas
Tereftalato de polietileno (PET)	Botellas usadas en envases
Alcohol polivinílico (PVA)	Lubricante ocular

En el pasado, la creencia de que los plásticos se desintegraban por completo, desapareciendo mediante procesos de fotodegradación y oxidación, se asumía como verdad. No obstante, las investigaciones del tema comprobaron que se estaban degradando en tamaños microscópicos (Thompson *et al.*, 2004). Este proceso de degradación da como resultado un grave problema de contaminación emergente a nivel mundial conocido como microplásticos (MPs).

Se les conoce como MPs a todas aquellas partículas de plástico con un tamaño menor a 5 mm. Los MPs son omnipresentes en todo el mundo, son entidades persistentes y acumulables en el medio ambiente durante muchos años, además disponen de capacidad de concentrar contaminantes orgánicos (Cózar *et al.*, 2014). Las formas de MPs más comunes reportadas en los estudios son esferas, fibras, gránulos y películas, siendo las fibras las más abundantes (Desforges *et al.*, 2014).

Existen dos categorías de MPs: primarios y secundarios. Los MPs primarios son aquellos que fueron fabricados intencionalmente. Esos comprenden las piezas de plástico virgen (pellets) que serán luego moldeadas para hacer otros objetos de plástico, las pequeñas esferas contenidas en los productos de belleza, cuidado personal (pastas de dientes y exfoliantes) y las partículas usadas en las pinturas y productos abrasivos (Cole *et al.*, 2011). Los MPs secundarios son aquellos que resultan de la fragmentación de piezas y objetos de plástico más grandes. La fragmentación puede ocurrir en tierra o en el mar, y puede ser causada por diferentes procesos: físicos, químicos y biológicos. Estando expuesto a la luz solar, el plástico va en contra a fotodegradación: la estructura química se oxida (fotooxidación), causando que los enlaces se rompan y el plástico vaya fragmentándose fácilmente bajo cualquier sollicitación mecánica (olas, viento, arena, mordidas de animales etc.) (Browne *et al.*, 2007).

El tamaño pequeño de los MPs los hace confundibles con alimento por una gran variedad de organismos en el medio marino (Cole *et al.*, 2013). Se calcula que al menos 170 especies de organismos marinos ingieren restos antrópicos (entre ellos MPs) (Vegter *et al.*, 2014). Su ingestión directa o indirecta ha sido reportada en una diversidad de especies marinas, incluyendo a los moluscos bivalvos (Browne *et al.*, 2008). Los mejillones y las almejas al ser especies filtradoras, siendo el plancton uno de sus principales alimentos, se les dificulta la discriminación entre presas y MPs, siendo ingeridos indistintamente. Andrady y Neal (2009) afirman que la concentración de MPs va en aumento y ya son parte de la cadena trófica marina.

Las áreas costeras de alta densidad de población y actividades industriales se han asociado con altas concentraciones de MPs (Clark *et al.*, 2016), por lo tanto, los organismos dentro de las redes alimentarias costeras presentan altas probabilidades de ingerir MPs debido a que existe superposición entre los MPs y la biota en estas regiones (Thompson, 2010). Además, la morfología costera y las estructuras de ingeniería costera juegan un papel básico en el transporte y la acumulación de MPs en playas (Zhang, 2017).

Es importante mencionar que el campo de la investigación de MPs se encuentra en fase de desarrollo, por lo que es indispensable estandarizar los métodos de aislamiento, identificación y documentación de la contaminación por MPs (Koelmans *et al.*, 2015). La falta de conocimiento hace difícil sacar conclusiones sobre el impacto de los MPs en el consumo de marisco, el medio marino y la salud de los humanos (Teuten *et al.*, 2009).

2. ANTECEDENTES

2.1 Abundancia de microplásticos

Los pequeños organismos que se alimentan de plancton y consumen MPs incidentalmente, suelen ser el alimento de otros peces más grandes, haciendo que los MPs entren en la cadena alimenticia, por tanto, la contaminación por plásticos puede llegar hasta los macrodepredadores, cómo los humanos. Farrell y Nelson (2013) confirman que los MPs puede viajar a través de la cadena alimenticia. Ellos alimentaron cangrejos de mar común (*Carcinus maenas*) con mejillón común (*Mytilus edulis*) contaminado por MPs; 21 días después, ellos observaron que los MPs permanecían dentro del sistema digestivo.

Van Cauwenberghe y Janssen (2014) afirman que, en los países europeos con un elevado consumo de mariscos, los consumidores llegan a ingerir hasta 11.000 partículas de MPs por año, mientras que en los países con un bajo consumo de ellos, los consumidores ingirieron una media de 1.800 MP por año.

Davison y Asch (2011) examinaron el contenido estomacal de 141 peces de 27 especies distintas, capturados en el giro subtropical del Pacífico Norte, las cuales tienen al zooplancton como el alimento principal. Sus resultados concluyen que el 9,2% contenían MPs. Los autores creen el ingreso potencial de los MPs fue a través de la cadena alimenticia. En un estudio similar, en la misma zona de análisis, Boerger *et al.* (2010) analizaron 11 peces planctívoros, observando que el 35% contenía fragmentos de plástico, con una media de 2.1 piezas por pez.

Van Cauwenberghe y Janssen (2014) encontraron MPs en el *M. edulis* del mar del Norte y en la ostra japonesa (*Crassostrea gigas*) del Atlántico. También se han descubierto MPs en el *M. eduli* en la costa de China (Li *et al.*, 2016). En la zona de Halifax Harbour, Nueva Escocia, Mathalon y Hill (2014) reportaron concentraciones altas de microfibras plásticas en mejillones silvestres y hasta 178 fibras por mejillón cultivado.

Rummel *et al.* (2016) analizaron 290 peces capturados en el mar Báltico, encontrando que el 5,5% contenía MPs en sus intestinos. Los análisis mostraron que el 40% de los MPs eran polietileno. Otros tipos de MPs encontrados fueron: poliamida (22%), polipropileno (13%), así

como poliestireno, tereftalato de polietileno (PET), poliéster, poliuretano y caucho en porcentajes más bajos.

La Bahía de La Paz, ubicada en el sur del golfo de California, cuenta con algunos trabajos sobre el tema que anteceden la presente investigación. Uno de ellos es el de Olavarrieta-García (2017), quien mediante cinco arrastres con una red de plancton analizaron la composición química del agua en zonas de la Bahía de La Paz (CEMEX, San Juan de la Costa, Isla Ballena, lobera y San Francisquito), dando como resultado que el polímero que predominó en los MPs encontrados en la Bahía de La Paz, fue el polietileno, seguido del poliéster y el polipropileno.

Para poder obtener una mayor amplitud sobre la información publicada de la zona pertinente a esta investigación, se realizó documentación con otros tipos de análisis. Por ejemplo, Piñon-Colin *et al.* (2018), quienes realizaron un análisis de 21 playas arenosas de la Península de Baja California, México, para investigar la ocurrencia y distribución de MPs, así como su espectroscopia, caracterización y morfología. Los MPs se separaron mediante el método de densidad y se identificaron mediante espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (ATR-FTIR). La abundancia media de MPs en las muestras fue de 135 ± 92 partículas kg^{-1} , y la fibra fue el microplástico más abundante, siendo el 91% del total. El análisis de espectroscopia infrarroja mostró que los principales polímeros encontrados en MPs fueron poliacrílico, poliacrilamida, tereftalato de polietileno, poliésteres y nailon.

2.2 Microplásticos como vectores de transporte químico

Los MPs pueden actuar como vectores para el transporte de compuestos químicos. La adsorción es influenciada por el tamaño de los MPs, el tipo de polímero y la hidrofobicidad del contaminante (Teuten *et al.*, 2009). Cuanto más tiempo está el plástico en el agua, más desgastado y fragmentado se vuelve (Teuten *et al.*, 2016). Con una mayor fragmentación viene una mayor área de superficie relativa, lo que aumenta la concentración relativa de PBT (Sustancias Bioacumulativas Tóxicas Persistentes) absorbidas (un proceso denominado hiperconcentración de contaminantes) (Engler, 2012).

Los MPs en ambientes marinos transportan sustancias químicas que pueden considerarse contaminantes desde dos perspectivas de riesgo ecotoxicológico. La primera incluye los aditivos (ftalatos, Bisfenol A, retardantes de llama, antimicrobianos, nonilfenoles), monómeros y

subproductos contenidos en partículas de plástico. El segundo tipo de contaminantes son hidrofóbicos compuestos y metales adsorbidos del agua de mar circundante. Esto incluye la mayoría de los compuestos orgánicos persistentes (COP) y tereftalatos de polibutileno (PBT), incluso hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y los demás hidrocarburos de petróleo. Estos aditivos son capaces de causar efectos como disruptores endocrinos o incluso efectos carcinogénicos (Barnes *et al.*, 2009).

Los modelos basados en farmacocinética han establecido que la ingesta dietética es el mayor mecanismo de exposición a los COP para mariscos. La eficiencia de asimilación se define como la fracción de la concentración de COP en una presa o partícula de alimento que se transfiere al cuerpo, y es una función del gradiente de difusión entre el alimento, el organismo y tiempo de residencia intestinal (Arnot y Gobas, 2004).

Varios estudios documentan que los MPs marinos están cubiertos con comunidades de biopelículas (Zettler *et al.*, 2013). Cuando estas partículas se ingieren, es probable que la materia orgánica de la biopelícula, rica en nutrientes, se elimine de las partículas, con la liberación coincidente de los COP adsorbidos, dando lugar a una transferencia de contaminantes (Chua *et al.*, 2014). La capacidad de los microorganismos para persistir en los plásticos, aumentan la diseminación de microbios potencialmente patógenos en las zonas costeras, las cuales, son unas de las zonas ecológicas y socioeconómicas más importantes a nivel mundial (Keswani *et al.*, 2016).

Los MPs recolectados del océano contienen metales, aunque en concentraciones muy pequeñas. Las partículas erosionadas tienen un mayor potencial para acumular metales en el medio ambiente en comparación con el plástico nuevo, aunque en ambos casos la magnitud de la acumulación de metales es bastante baja en relación con las partículas naturales (Ashton *et al.*, 2010).

2.3 Efectos de microplásticos

Cuando los humanos ingieren MPs (<150 μm) se ha demostrado que se translocan desde el intestino a los sistemas linfático y circulatorio (Hussain *et al.*, 2001). Hussain *et al.*, (2001) advierte de que cuando el tamaño de la micropartícula se acerca al rango por debajo de aproximadamente un cuarto de un mm, los efectos adversos pueden comenzar a surgir debido

a las interacciones de partículas con células y tejidos, partículas de captación en endosomas, lisosomas, los sistemas linfático y circulatorio y los pulmones. Estos incluyen daños a nivel celular o captación en el tejido placentario (Berntsen *et al.*, 2010).

Browne *et al.* (2008) demostró que las partículas microscópicas de poliestireno de 3 y 9.6 micras de tamaño son ingeridos y acumulados en el intestino del mejillón *M. edulis* y pasan al sistema circulatorio dentro de los 3 días, siendo absorbidos por los hemocitos.

Von Moos *et al.* (2012) expusieron a mejillones con polvo de polietileno de alta densidad (HDPE) en un rango de tamaño de >0-80 μm , demostrando absorción vía digestiva mediante sus vacuolas glandulares. La acumulación de plástico dentro de los lisosomas coincidió con una rotura de la membrana lisosomal y liberación de enzimas degradantes en el citoplasma que causan la muerte celular. Se diagnosticó una fuerte respuesta inmune hacia esas partículas de HDPE que fueron expulsadas de los túbulos digestivos hacia el tejido de almacenamiento circundante.

Los MPs no solo puede afectar a las especies a nivel de organismo; ellos también tienen la capacidad de modificar la estructura de la población con impactos potenciales en la dinámica del ecosistema, incluyendo las bacterias y virus. Efectos negativos sobre la fotosíntesis de los productores primarios y en el crecimiento de productores secundarios, potencialmente resulta en una reducción de la productividad de todo el ecosistema (Wright *et al.*, 2013).

2.4 Bioindicadores

Los bioindicadores son organismos que por sus características (sensibilidad a las perturbaciones ambientales, distribución, abundancia, dispersión, éxito reproductivo, entre otras) pueden ser usadas como estimadoras del estatus de otras especies o condiciones ambientales de interés que resultan difíciles, inconvenientes o costosas de medir directamente. Las características para ser un bioindicador ideal son: solidez taxonómica y fácil reconocimiento, amplia distribución, abundante, poca variabilidad genética o ecológica, tallas grandes, movilidad limitada y longevidad, y, por último, ser apropiado para usarse en bioensayos (Alvarez-España, 2007).

2.5 Características de las especies analizadas

2.5.1 Bivalvos

Los moluscos de clase bivalvia son de gran interés pesquero y algunas de sus familias son particularmente importantes. Por ejemplo, las almejas de la familia Veneridae, se encuentran enterradas en la arena y posee un par de valvas aproximadamente circulares y gruesas; los mejillones de la familia Mytilidae, son de conchas alargadas con el umbo anterior y se fijan a los sustratos duros del intermareal o submareal, mediante un paquete de filamentos denominado biso (Zaixso, 2019).

La tolerancia y adaptabilidad de los bivalvos, los convierten en los bioindicadores perfectos para el registro de la presencia de contaminación en la zona (Conti y Cecchetti, 2003). Ante esto, pueden llegar a reaccionar tanto en individuos como en poblaciones. Baqueiro-cárdenas *et al.*, (2007) resaltan que los tejidos de moluscos son una buena base para el registro de contaminantes. Estos organismos al ser filtradores están expuestos a la absorción de MPs incidentales.

3. JUSTIFICACIÓN

En México el conocimiento generado sobre la contaminación plástica es muy escaso a pesar de ser un tema emergente de gran preocupación a nivel mundial. Por lo tanto, es indispensable evaluar el destino y el comportamiento de los MPs en los ecosistemas y su transferencia hacia las diferentes especies en las redes tróficas desde su origen. Por lo que la pregunta que se busca responder es, ¿Cómo varía la distribución de los MPs en la zona costera respecto de los centros poblacionales? Tomaremos como modelo la zona costera de Bahía de La Paz.

4. HIPÓTESIS

Considerando que las áreas costeras han sido asociadas con altas concentraciones de microplásticos, las especies de moluscos bivalvos analizadas presentarán altas concentraciones de MPs, encontrándose las mayores concentraciones de MPs en los sitios cercanos a las áreas con mayor población humana.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Determinar la abundancia de microplástico en el mejillón (*Mytella strigata*) y la almeja chocolata (*Megapitaria squalida*) presentes en distintas zonas de la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México.

5.2 Objetivos particulares

- 1-. Evaluar y caracterizar los MPs presentes en la columna de agua en la Bahía de La Paz, B.C.S.
- 2-. Examinar y caracterizar los MPs que se encuentran en las dos especies de bivalvos analizadas en la zona de estudio.
- 3-. Determinar si existen diferencias en las concentraciones de MPs entre las dos especies y su relación con la distancia de las áreas de mayor densidad humana.

6. MATERIAL Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

La bahía de La Paz es el cuerpo de agua costero más grande y profundo del Golfo de California. Tiene unas dimensiones aproximadas de 80 km de largo y 35 km de ancho, separada del golfo por una península estrecha, proyectada hacia el norte y el complejo insular Espíritu Santo-La Partida (Fig. 1) (Obeso-Nieblas *et al.*, 2008). La bahía de La Paz es importante ya que dentro de esta bahía suceden complejos eventos oceanográficos, una destacada actividad biológica y alta productividad primaria. Esto permite la generación de empleos en distintas pesquerías, así como, un aumento cada vez mayor en su actividad turística. Por este conjunto de factores, es una zona de enorme interés científico y económico para el noroeste de México (Obeso-Nieblas *et al.*, 2002). La elección de distintas zonas de muestreo se debe a que Andrades *et al.* (2020) afirman que entre mayor sea el número de localidades en diferentes regiones analizadas, se puede obtener una mejor perspectiva sobre los factores que afectan la problemática.



Figura 1. Mapa de la Bahía de La Paz resaltando las zonas de muestreo.

6.2 *Mytella strigata* (Hanley, 1843)

“Concha delgada de forma variable, angosta y alargada en forma de hacha, con el borde póstero-dorsal arqueado y el ventral recto a ligeramente cóncavo. Umbos casi terminales, situados por encima del borde anterior corto y plegado. Superficie externa con marcas concéntricas de crecimiento. Periostraco delgado y liso, adherente. Relieve ligamental con fosetas. Charnela con unos pocos dientes pequeños bajo el umbo. Cicatriz del aductor anterior redondeada, situada por detrás del umbo; una cicatriz pequeña muy obvia entre la cicatriz del aductor anterior y aquella del retractor. Color: superficie externa variable, generalmente café-oliva, pasando a café-amarillento con la edad en la región ántero-ventral y más o menos intensamente teñida de verde dorsalmente, uniforme o con un patrón de líneas entrecruzadas; superficie interna púrpura iridescente, frecuentemente más oscura en las cicatrices musculares. Su talla promedio es 4.5 cm. Su hábitat son los bancos fangosos de la zona intermareal y en lagunas someras” (Fig. 2) (Fischer *et al.*, 1995). La talla mínima de captura es de 8 cm de longitud de concha (Diario Oficial de la Federación, 2012).



Figura 2. Anatomía de *Mytella strigata*. Tomada de Fischer *et al.* (1995).

Se realizaron un total de 2 muestreos de mejillón (*M. strigata*) alrededor de la Bahía de La Paz. El muestreo sólo fue posible en un punto de muestreo, específicamente frente al Malecón de La Paz, alrededor de las coordenadas 24° 17' 42.580" N y 110° 30' 81.080" W., la cual, es una zona rocosa que beneficia sus características biológicas, ya que, al ser una especie sésil, se encuentra fijado mediante su biso al sustrato rocoso.

Comúnmente los habitantes locales capturan mejillones para uso de consumo local y su extracción consiste en aprovechar la marea baja, caminar hacia las rocas, observar entre las

rocas donde hay probabilidad de encontrar a estos organismos incrustados, los cuales una vez localizados se procede a su extracción utilizando diferentes herramientas (palas, varillas, ganchos) y guantes para protección contra anélidos localizados en las rocas. (Fig. 3).



Figura 3. Habitantes locales realizando extracción de mejillones.

6.3 *Megapitaria squalida* (Sowerby, 1835)

“Concha gruesa y pesada, alcanzando gran tamaño, alargada-ovalada con umbos anteriores, frecuentemente algo prolongados posteriormente. Lúnula aplanada y mal definida, escudete poco visible. Superficie externa lisa, a excepción de una serie de líneas concéntricas esculpidas en los umbos y de estrías bajas, concéntricas de crecimiento. Periostraco fuertemente adherente, liso y brillante, a menudo arrugado en el límite de la pendiente posterior. Charnela con tres dientes cardinales en cada valva y dientes laterales anteriores bien desarrollados: uno fuerte en la valva izquierda y dos más pequeños junto con una foseta mediana profunda en la valva derecha. Una cicatriz del músculo retractor bien marcada en bajo relieve debajo de la placa dentaria, justo por detrás de la cicatriz del aductor anterior. Seno paleal profundo y redondeado, con el extremo anterior aguzado. Bordes internos lisos. Color: superficie externa café clara opaca, bajo un Periostraco café-grisáceo brillante, frecuentemente jaspeado o con franjas; superficie interna con un borde café claro. Talla máxima 12 cm, talla promedio 7 cm. Su

hábitat es en bancos de lodo arenoso de la zona intermareal y en aguas someras sublitorales, pero también mar afuera hasta 160 m de profundidad” (Fig. 4) (Fischer *et al.*, 1995).

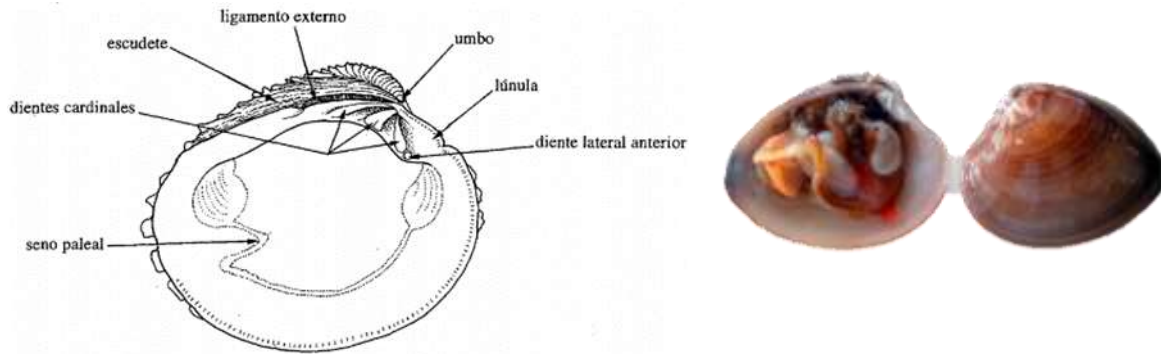


Figura 4. Anatomía de *Megapitaria squalida*. Tomado de Fischer *et al.* (1995).

A nivel nacional, Baja California Sur registra el 68% de la captura anual promedio (Fig. 5). La talla mínima para esta zona, catalogada como Costa Occidental de Baja California Sur, es de 8 cm. (Diario Oficial de la Federación, 2018).



Figura 5. Porcentaje de captura de *M. squalida* a nivel nacional (Carta nacional Pesquera, 2017).

Para la almeja chocolata se realizaron siete muestreos en tres zonas de la bahía (Balandra, Coromuel y Punta Coyote). La extracción desde la playa consiste en realizar sumersiones a una profundidad promedio entre tres y diez metros. Una vez sumergido, se debe cavar

cuidadosamente en un área donde se observen dos orificios con una separación mínima, que es por donde el organismo puede realizar su proceso de respiración a pesar de estar bajo el suelo arenoso. En la zona de muestreo Punta Coyote, se usó buceo semiautónomo tipo “Hooka”, el cual es una inmersión con un cable que brinda oxígeno y permite sumersiones de más de 10 metros y realizar la extracción manual (Fig. 6).



Figura 6. Captura de almeja chocolata con técnica de buceo semiautónomo Hooka en Punta Coyote.

6.4 Agua en la Bahía de La Paz

La extracción de agua se realizó en 9 puntos de muestreo (Ticolote, Balandra, Coromuel, Malecón, Centenario, Quelele, Califin, San Juan de la Costa y Punta Coyote). La técnica consistió en llenar unos frascos de vidrio a una profundidad promedio no mayor a 1 metro de la superficie (Fig. 7).



Figura 7. Extracción de muestras de agua en Punta Coyote y Tecolote, respectivamente.

6.5 Preparación de muestras de microplásticos

Hoy en día, los MPs son omnipresentes tanto en el aire como en las superficies que utilizamos en actividades de la vida diaria. Los microplásticos no son visibles a simple vista (Andrady, 2011), por ende, multitud de fuentes de contaminación del equipo de muestreo a través de la ropa o partículas en el aire pueden comprometer el análisis de MPs en el medio ambiente. Esto puede conducir a una gran sobreestimación de las concentraciones de MPs en las muestras. Deben evitarse las posibles fuentes de contaminación mediante la sustitución de dispositivos de plástico o artículos de laboratorio por material no plástico, y se recomienda el uso estricto de muestras de control. La contaminación de las muestras por MPs presentes en los equipos y dentro de la atmósfera puede producir resultados inexactos y, por lo tanto, debe minimizarse. Además, su pequeño tamaño significa que los MPs presentes en las muestras pueden perderse durante el procesamiento. Se implementaron una serie de medidas para limitar estos riesgos y controlar cualquier contaminación que ocurriera.

- Durante todo el proceso de preparación de la muestra, se usó una bata de laboratorio de algodón y guantes.
- Se limpiaron todas las superficies de trabajo con etanol al 70% antes de comenzar cualquier trabajo.
- Se enjuagaron completamente todo el equipo con agua Milli-Q.

6.6 Estructura de tallas

Los organismos muestreados fueron identificados, contados, medidos y pesados. Los datos de las longitudes totales de todos los organismos capturados para las dos especies de bivalvos se agruparon en intervalos de 5 milímetros (mm) para obtener histogramas de frecuencia de tallas. Se observaron diferentes cohortes o modas para las dos especies por lo tanto se realizó un análisis multimodal, el cual sugiere un ancho de intervalo resultante en un determinado número de modas estadísticamente significativo. En cada moda se obtuvo una media, una desviación estándar y un valor ponderado que fue ajustado por mínimos cuadrados (Haddon, 2011). Con este análisis se determinaron los diferentes grupos de tallas de los organismos capturados, esto nos permitió clasificarlos por tamaño (Fig. 8).



Figura 8. Equipo para procesamiento de muestras.

Se procede a realizar extracción de las partes blandas, las cuales fueron pesadas y puestas en frascos para la realización de digestiones de la materia orgánica con hidróxido de potasio al 20% combinado con peróxido de hidrógeno al 50%, para no dañar las partículas de plástico, basándose en lo indicado por (Claessens *et al.*, 2013) (Fig. 9). Se dejaron digerir hasta que alcance una transparencia clara y posteriormente fueron introducidos una mufla marca Felisa a 60° C.



Figura 9. Muestras de *M. squalida* procesadas y en etapa de digestión.

Una vez las muestras estuvieran listas, fueron filtradas usando una bomba de vacío a través de filtros Millipore. La solución se filtró utilizando un filtro de fibra de vidrio con un diámetro de poro de 1.5 μm (Whatman 934-AH) (Fig. 10).



Figura 10. Proceso de filtración mediante bomba de vacío.

Se quitó el filtro con pinzas y se colocó en una caja de petri sellada para evitar la contaminación de las muestras. Los filtros fueron etiquetados, observados y fotografiados bajo un microscopio estéreo (Coslab ZSM-111) para identificación visual (Fig. 11).



Figura 11. Microscopio estéreo (Coslab ZSM-111).

6.7 Análisis de MPs en la columna de agua.

Se tomaron muestras de agua de las zonas de muestreo y se filtraron en papel filtro Whatman número 934-AH, con diámetro de 47 mm, y una vez filtrados se secaron en una mufla marca Felisa a 60 °C por 48 horas. En los casos de existencia de grandes cantidades de material biológico se realizaron digestiones con peróxido de hidrogeno al 50% y posteriormente se filtraron las muestras de agua.

6.8 Identificación de MPs

No existen actualmente métodos establecidos y estandarizados como tal a seguir para el análisis de MPs. Bollaín Pastor y Vicente Agulló (2019) afirman que la falta de estandarización de métodos analíticos que faciliten la descripción y comparación de resultados es una restricción que debe ser superada. En este estudio se hizo un conteo de los MPs observados, al mismo tiempo que se creó una base de datos.

Mediante un estereoscopio se realizó un análisis visual de las muestras para discriminar los MPs de otro tipo de material (desechos orgánicos, vidrio, etc.). Una vez se identificó la presencia de MPs, fueron medidos y puestos sobre un filtro millipore dentro de una cada de petri cerrada. De cada elemento plástico identificado se obtuvo: longitud (mm), tipo de forma (fibra, lámina, fragmento o esfera) y color (negro, rojo o verde). Para evitar la contaminación cruzada durante el procesado de las muestras se lavó todo el material con agua destilada entre cada muestra.

Existe una amplia variedad de MPs con numerosas formas, tamaños y orígenes. Las categorías utilizadas para describir los MPs fueron: fuente, forma, tamaño y color. Los MPs fueron examinados bajo luz transmitida utilizando un microscopio de disección binocular (Zeiss Stemi 508) equipado con una cámara digital (Zeiss AxioCam ERc5s) y un software (Zen 2.3 Blue Edition). En esta microscopía, el límite inferior de detección de tamaño está en el rango bajo de micrómetros. Devriese *et al.* (2015) recomiendan realizar la prueba de aguja caliente para aquellas fibras que dejan margen de dudas, ya que el plástico reacciona ante el calor. Las muestras no analizadas en el momento fueron colocadas en un congelador, en busca de la mejor preservación posible.

6.9 Medición de microplásticos

Para las mediciones se utilizó el programa ZEN 2.3 Blue Edition, el cual, es un software modular de adquisición, procesamiento y análisis de imágenes para microscopía digital. La abreviatura ZEN significa ZEISS Efficient Navigation y señala que el software se puede utilizar para controlar microscopios y sistemas de imágenes de ZEISS (Fig. 12).



Figura 12. Ejemplo de fibra negra medida mediante programa ZEN.

6.10 Identificación de Polímeros: Espectrofotómetro Infrarrojo de Transformada Fourier (FTIR)

Los MPs fueron identificados utilizando una técnica espectroscópica de infrarrojo transformado Fourier (FT-IR), con un espectrofotómetro tipo Everest ATR marca Thermo Fisher Scientific, la cual provee caracterización a un nivel molecular, permitiendo la identificación y distinción de diferentes materiales, a través de la interacción entre radiación infrarroja y materia. Esta interacción es diferente para cada material resultando en una “huella digital” con bandas específicas y características para cada uno (Dietrich O . Hummel, 2012). La identificación se basó en las frecuencias de absorción para determinados químicos y comparación de cada espectro usando diferentes estándares de referencias de espectros de polímeros (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). Este aparato utilizado se encuentra en la Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Unidad Académica Mazatlán (Fig. 13).



Figura 13. Espectrofotómetro Infrarrojo de Transformada Fourier (FTIR).

6.11 Análisis estadístico

Con base a los datos recolectados, se realizó un análisis estadístico usando la plataforma R. Para analizar si existen diferencias en los MPs encontrados entre las especies y sus diferentes grupos, se aplicaron pruebas de normalidad Shapiro-Wilks, posteriormente se utilizó prueba Kruskal-Wallis que es un método no paramétrico para probar si un grupo de datos proviene de la misma población, es idéntico al ANOVA con los datos reemplazados por categorías para probar las diferencias entre los diferentes grupos. Las diferencias se considerarán significativas cuando $p < 0.05$.

7. RESULTADOS

7.1 Organismos

Se analizaron 191 muestras divididas en 76 mejillones y 106 almejas chocolatas. Se realizó una comparación general entre especies y resultó que el porcentaje de contaminación plástica por organismo es más alto en *M. strigata* con 81.58%, en contra del 75.47% de *M. squalida*. Se observó que la cantidad de MPs promedio de organismos por especie fue de 3.25 para el mejillón y 2.69 para la almeja chocolata (Tabla 2).

Tabla 2. Abundancia de microplásticos en organismos de *M. strigata* y *M. squalida* analizados.

	<i>Mytella strigata</i>	<i>Megapitaria squalida</i>
Total muestras	76	106
Sí MP	62 (81.58%)	80 (75.47%)
No MP	14 (18.42%)	26 (24.53%)
Total MP	247	286
Media \pm DS	3.25 \pm 3.55	2.69 \pm 3.93

Para *M. strigata* se obtuvo una media de 3.25 MPs, un valor máximo de 16, un valor mínimo de 0 y una desviación estándar de ± 3.55 . Para *M. squalida* se obtuvo una media de 2.69 MPs, un valor máximo de 24, un valor mínimo de 0 y una desviación estándar de ± 3.93 . Se comparó la cantidad de MPs entre ambas especies y no se obtuvieron diferencias significativas (Kruskal-Wallis p-value = 0.1062, $p > 0.05$) (Fig. 14).

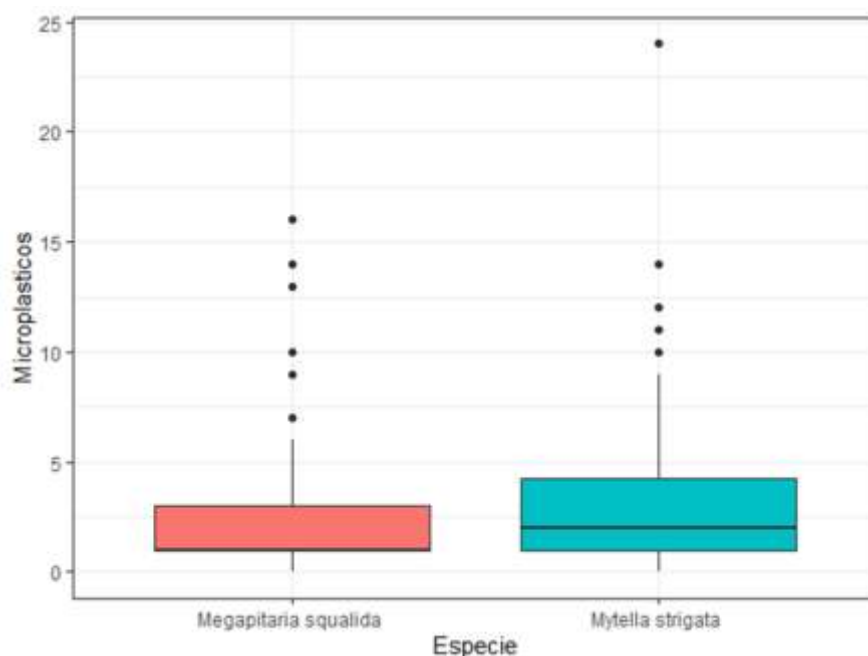


Figura 14. Prueba de suma de rangos Kruskal-Wallis del total de MPs en ambas especies.

Se pesaron a ambos organismos sin su concha y con dichos datos se estableció una media de .58 fibras/1 g de peso húmedo para los mejillones y de .42 fibras/1 g de peso húmedo para las almejas chocolateas, como se muestra en la Tabla 3.

Tabla 3. Total de MPs por gramo de ambas especies.

<i>Megapitaria squalida</i>			<i>Mytella strigata</i>		
Peso S/Concha	Total de MP	Media	Peso S/Concha	Total de MP	Media
490.54	286	0.58	591.57	247	0.42

Como se puede observar en la tabla 4, la diferencia entre ambas especies analizadas es su amplitud de distribución a lo largo de la Bahía de La Paz, siendo *M. strigata* un organismo que sólo se pudo encontrar zonas rocosas, siendo la zona del malecón la única con estas características, mientras que *M. squalida* se encuentra a en distintas zonas de fondos arenosos. Los organismos recolectados en zonas más cercanas a zonas pobladas mostraron un mayor porcentaje de contaminación, por ejemplo, Malecón y Coromuel.

Tabla 4. Distribución de MPs encontrados en organismos por zonas.

	Zona/Fecha	Muestras	Total MP
<i>M. strigata</i>	Malecón 11/03/2021	65	225
	Malecón 24/09/2021	11	20
<i>M. squalida</i>	Balandra 12/06/2021	2	2
	Balandra 20/10/2021	29	24
	Coromuel 22/10/2021	7	16
	Coromuel 27/10/2021	16	18
	Coromuel 10/11/2021	20	106
	Coromuel 07/04/2022	18	20
	Punta Coyote 31/05/2022	20	85

M. squalida se encontró en tres zonas de muestreo (Balandra, Coromuel y Punta Coyote). Balandra obtuvo una media de 1.08 MPs, un valor máximo de 4, un valor mínimo de 0 y una desviación estándar de ± 1.14 . Coromuel obtuvo una media de 2.68 MPs, un valor máximo de 16, un valor mínimo de 0 y una desviación estándar de ± 3.87 . Punta Coyote obtuvo una media de 4.25 MPs, un valor máximo de 10, un valor mínimo de 1 y una desviación estándar de ± 2.94 . Se comparó la cantidad de MPs encontrados en *M. squalida* en base a las zonas de recolección y se obtuvieron diferencias significativas (Kruskal-Wallis p-value = .0003043, $p < 0.05$) (Fig. 15).

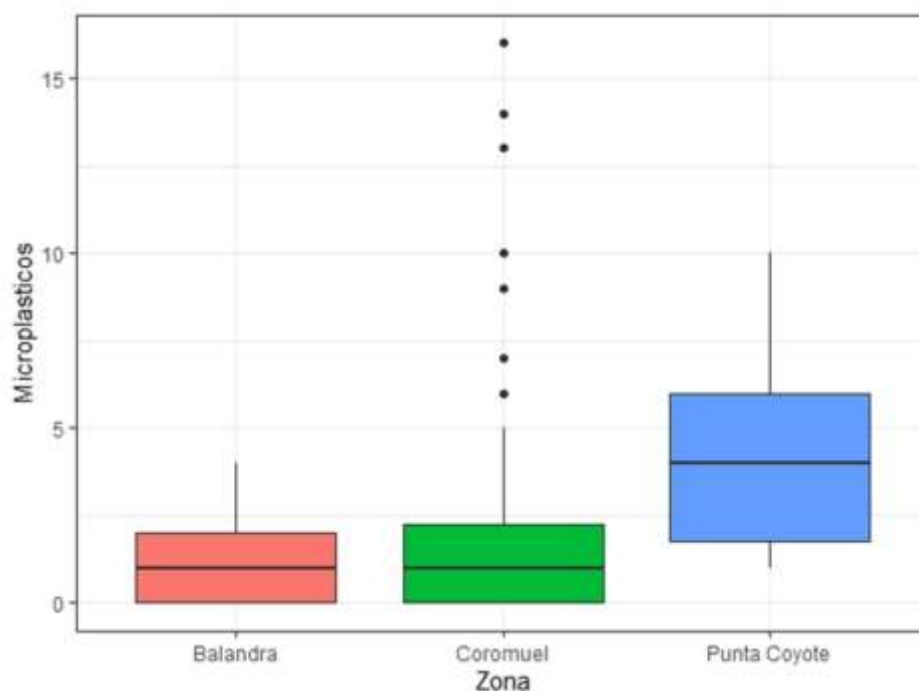


Figura 15. Prueba de suma de rangos Kruskal-Wallis del total de MPs encontrados en *M. squalida* por zonas.

La estructura de talla para la especie *Mytella strigata* mostró dos modas principales, la primera distribución con una media de 42 mm que se consideraron como organismos juveniles (chicos) y la segunda con una media de 75 mm clasificada como los organismos grandes (Fig. 16).

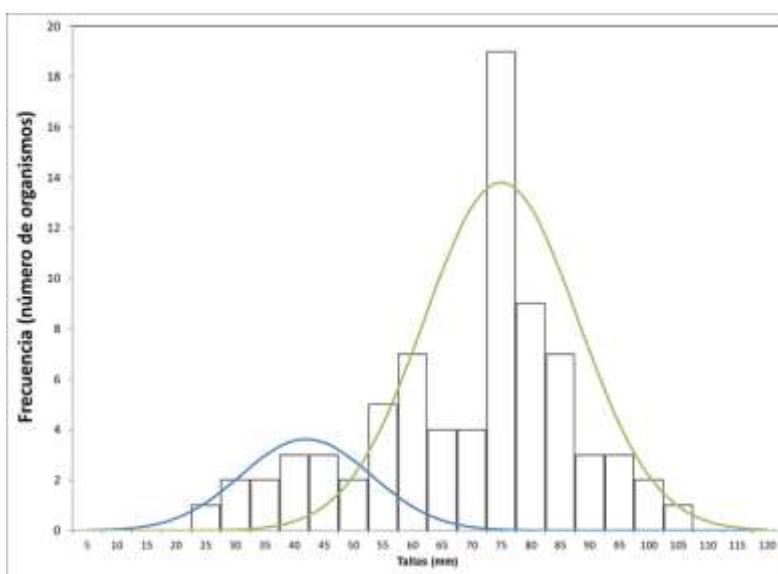


Figura 16. Gráfica de distribución multinomial de tallas de *M. strigata*.

Para *M. squalida*, la estructura de talla mostró dos modas principales, la primera distribución con una media de 39 mm que se consideraron como organismos juveniles (chicos) y la segunda con una media de 79 mm clasificada como los organismos grandes (Fig. 17).

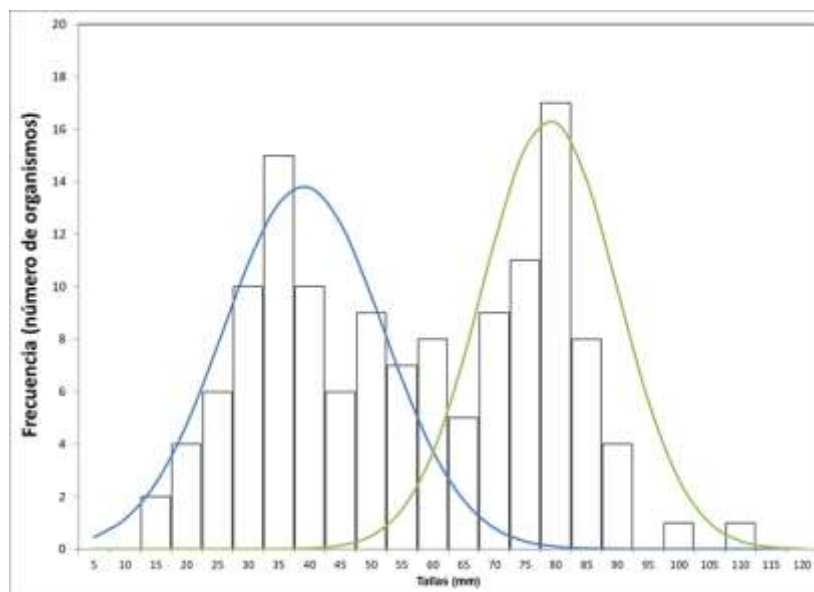


Figura 17. Gráfica de distribución multinomial de tallas de *M. squalida*.

Se continuó con pruebas por especie. Los organismos chicos de *M. strigata* tuvieron una media de 1.77 MPs, un valor máximo de 5, un valor mínimo de 0 y una desviación estándar de ± 1.24 . Los organismos grandes presentaron una media de 3.55 MPs, un valor máximo de 24, un valor mínimo de 0 y una desviación estándar de ± 4.22 . No hubo diferencias significativas entre tallas (Kruskal-Wallis p-value = 0.2725, $p > 0.05$) (Fig. 18).

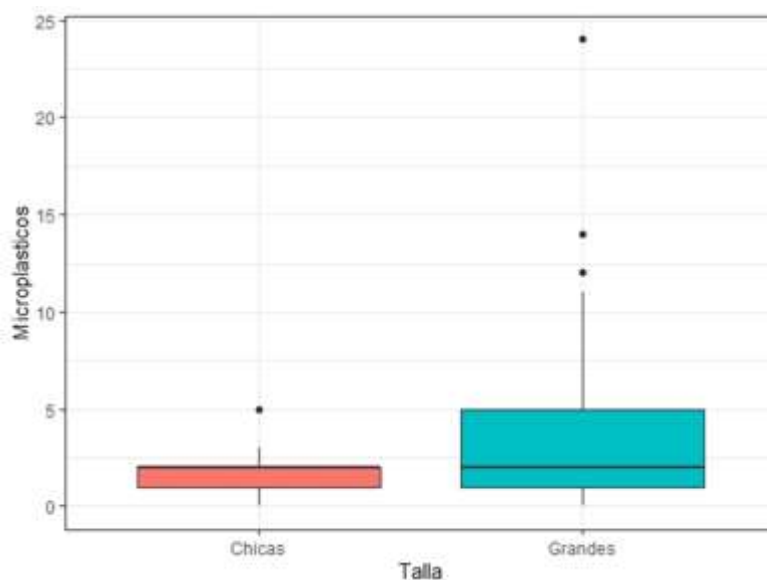


Figura 18. Prueba de suma de rangos Kruskal-Wallis del total de MPs encontrados en *M. strigata* por tallas.

Para las muestras de *M. squalida* chicas se mostraron una media de 1.5 MPs, un valor máximo de 10, un valor mínimo de 0 y una desviación estándar de ± 2.15 , mientras que para los organismos grandes se obtuvo una media de 3.37 MPs, un valor máximo de 16, un valor mínimo de 0 y una desviación estándar de ± 3.99 . Hubo diferencias significativas entre ambas tallas. (Kruskal-Wallis p-value = 0.002694, $p < 0.05$) (Fig. 19).

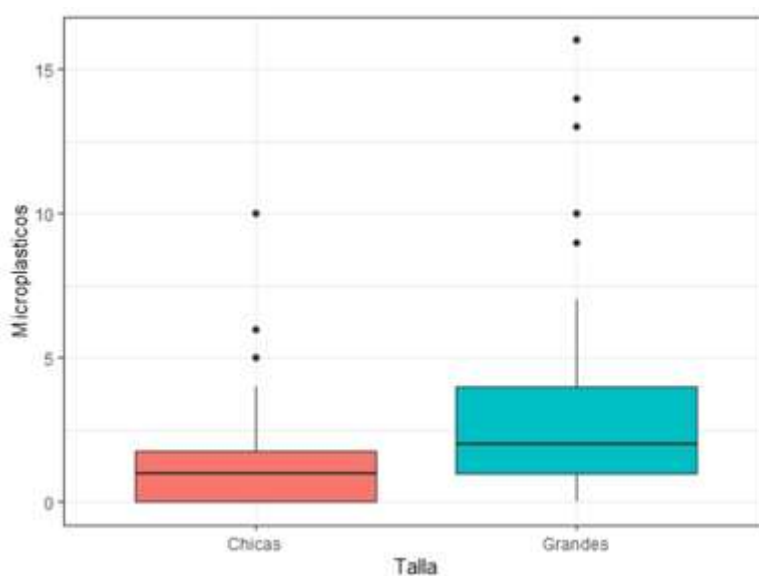


Figura 19. Prueba de suma de rangos Kruskal-Wallis del total de MPs encontrados en *M. squalida* por tallas.

El análisis comparativo de la concentración de MPs entre organismos de ambas especies según la época de recolección (lluvias o secas), mostró diferencias significativas (Kruskal-Wallis p-value = 0.00005297, $p < 0.05$) (Fig. 20).

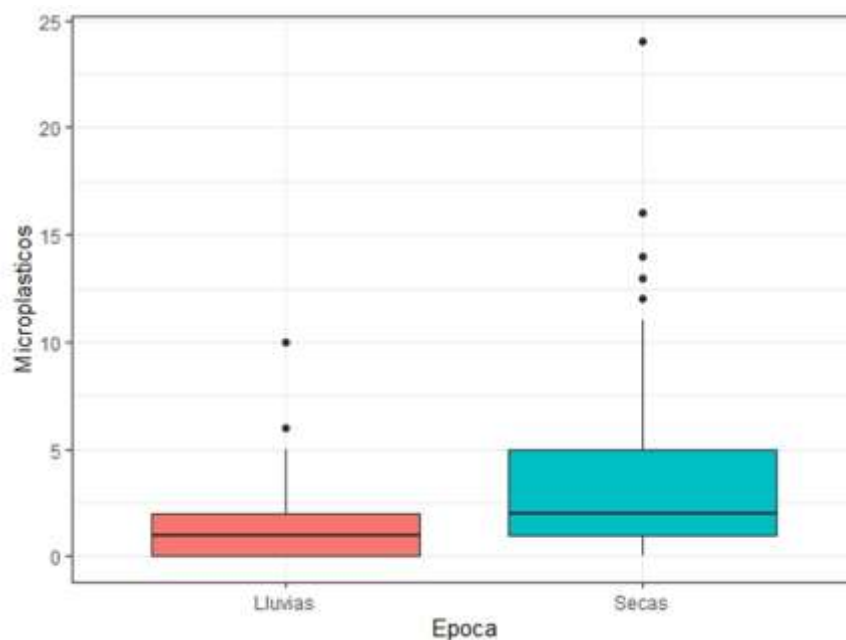


Figura 20. Prueba de suma de rangos Kruskal-Wallis del total de MPs encontrados en ambas especies por épocas.

Las muestras de *M. strigata* de épocas secas se obtuvo una media de 3.49 MPs, con un valor máximo de 24, un valor mínimo de 0 y una desviación estándar de ± 4.14 , mientras que la época de lluvias la media fue de 1.82 MPs, un valor máximo de 6, un valor mínimo de 0 y una desviación estándar de ± 1.78 . No se obtuvieron diferencias significativas entre épocas del año (Kruskal-Wallis p-value = 0.2089, $p > 0.05$) (Fig. 21).

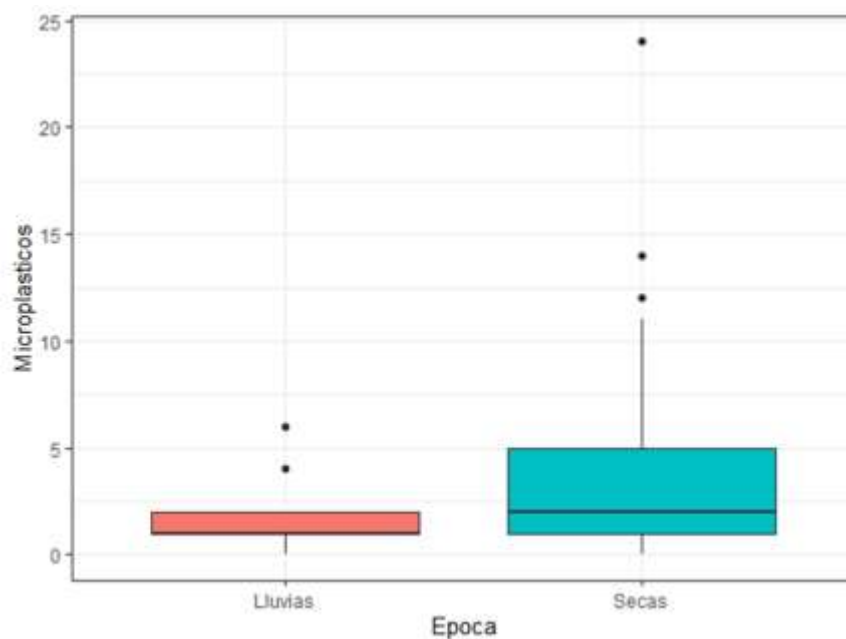


Figura 21. Prueba de suma de rangos Kruskal-Wallis del total de MPs encontrados en *M. strigata* por épocas.

Para las muestras de *M. squalida* de épocas secas se obtuvo una media de 3.74 MPs, un valor máximo de 16, un valor mínimo de 0 y una desviación estándar de ± 4.14 . Para la época de lluvias se obtuvo una media de 1.29 MPs, un valor máximo de 10, un valor mínimo de 0 y una desviación estándar de ± 1.82 . Se obtuvieron diferencias significativas entre época del año (Kruskal-Wallis p-value = 0.0002962, $p < 0.05$) (Fig. 22).

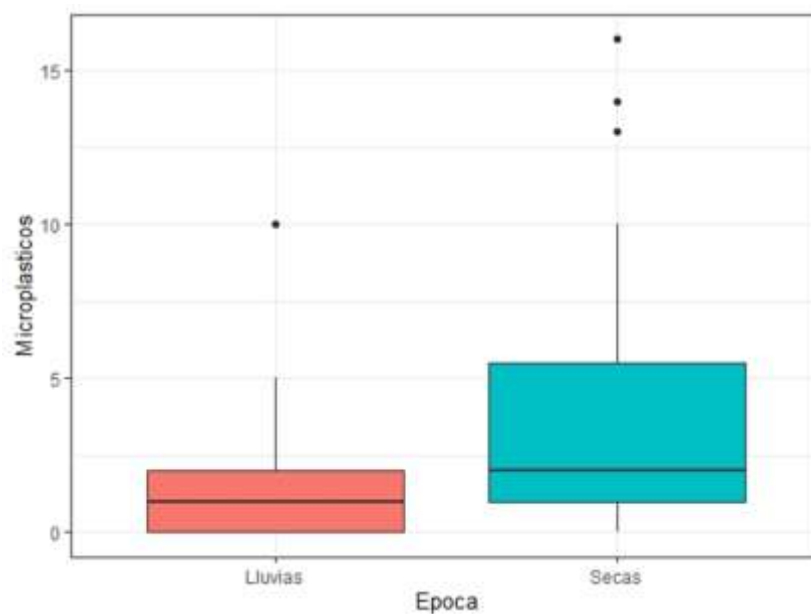


Figura 22. Prueba de suma de rangos Kruskal-Wallis del total de MPs encontrados en *M. squalida* por épocas.

7.2 Agua

Se realizaron 10 muestreos en los meses de abril, mayo, junio, agosto, septiembre y octubre. (Tabla 5). La zona de Tecolote obtuvo el valor máximo con 2.74 MPs/L, mientras que Punta Coyote alcanzó el valor mínimo con 0.67 MPs/L.

Tabla 5. Distribución de MPs por zonas mediante análisis de agua.

Zona	Fecha	Época	MPs/L
Ticolote	02/06/2022	Secas	2.95
	23/08/2022	Lluvias	2.53
Balandra	12/06/2021	Secas	1.40
	15/09/2021	Lluvias	0.00
	02/10/2021	Lluvias	0.00
	26/04/2022	Secas	2.78
Coromuel	02/06/2022	Secas	1.19
	23/08/2022	Lluvias	1.43
	26/04/2022	Secas	3.47
	02/06/2022	Secas	1.39
Malecón	23/08/2022	Lluvias	0.52
	24/09/2021	Lluvias	3.33
	26/04/2022	Secas	1.74
Centenario	23/08/2022	Lluvias	1.82
	26/04/2022	Secas	1.39
	28/09/2022	Lluvias	0.93
Quelele	31/05/2022	Secas	2.08
	29/09/2022	Lluvias	0.61
Califin	29/09/2022	Lluvias	1.43
San Juan de la Costa	31/05/2022	Secas	0.87
	29/09/2022	Lluvias	0.69
Punta Coyote	31/05/2022	Secas	1.34
	29/09/2022	Lluvias	0.00

Se realizó una prueba usando los promedios de MPs por litro de agua recolectado, donde no se obtuvieron diferencias significativas (Kruskal-Wallis p-value = .3259, $p > 0.05$) (Fig. 23).

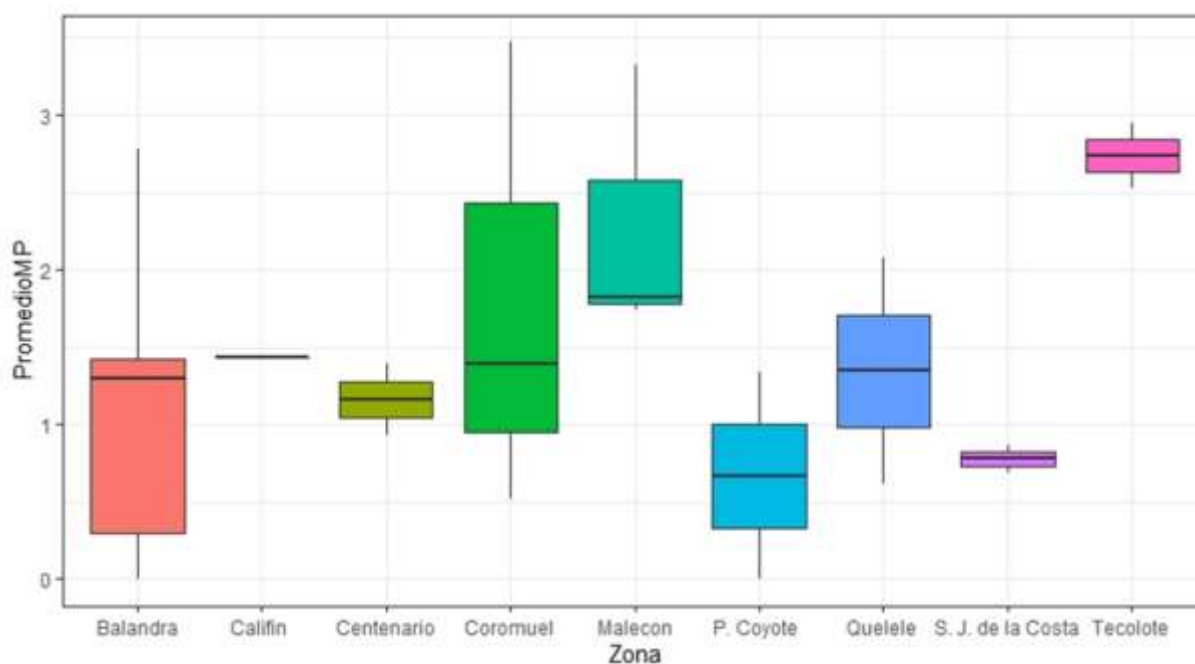


Figura 23. Prueba de suma de rangos Kruskal-Wallis del promedio de MPs por litro (L) encontrados en el agua por zonas.

7.3 Caracterización de microplásticos

7.3.1 Formas

De todas las formas conocidas de categorización de MPs (hoja, película, fibra, fragmento, pellet y espuma), la predominante en las muestras analizadas fue fibra, ya que fue la única encontrada e identificada en las muestras analizadas. La fig. 24 muestra algunos ejemplos de fibras encontradas.



Figura 24. Distintos tipos de fibras encontradas en el análisis.

7.3.2 Colores

Los colores de las fibras más abundantes fueron el negro, seguido por el verde y el rojo, tanto en organismos (tabla 6), como en agua (tabla 7).

Tabla 6. Total de colores en fibras encontradas en los organismos.

	Negra	Verde	Roja
<i>Mytella strigata</i>	188	39	20
<i>Megapitaria squalida</i>	230	30	26
Total	418	69	46

Tabla 7. Total de colores en fibras encontradas en las muestras de agua por sitio.

	Negro	Verde	Rojo
Tecolote	30	0	4
Balandra	28	1	1
Coromuel	17	4	2
Malecón	15	2	7
Centenario	11	1	0
Quelele	16	2	1
Califin	6	5	0
San Juan de la Costa	12	1	0
Punta Coyote	6	2	1
Total	141	18	16

7.3.3 Tamaño de los microplásticos

Las fibras negras de *M. strigata* obtuvieron una media de longitud de 1.48 mm., un valor máximo de 4.83 mm., un valor mínimo de 0.18 mm. y una desviación estándar de ± 0.9752 . Las fibras verdes tuvieron una media de 1.77 mm., un valor máximo de 4.45 mm., un valor mínimo de 0.32 mm. y una desviación estándar de ± 1.0022 . Las fibras rojas tuvieron una media de 1.64 mm., un valor máximo de 4.44 mm., un valor mínimo de 0.31 mm. y una desviación estándar de ± 1.1446 . No se obtuvieron diferencias significativas entre colores en cuanto a longitud (Kruskal-Wallis p-value = 0.1229, $p > 0.05$) (Fig. 25).

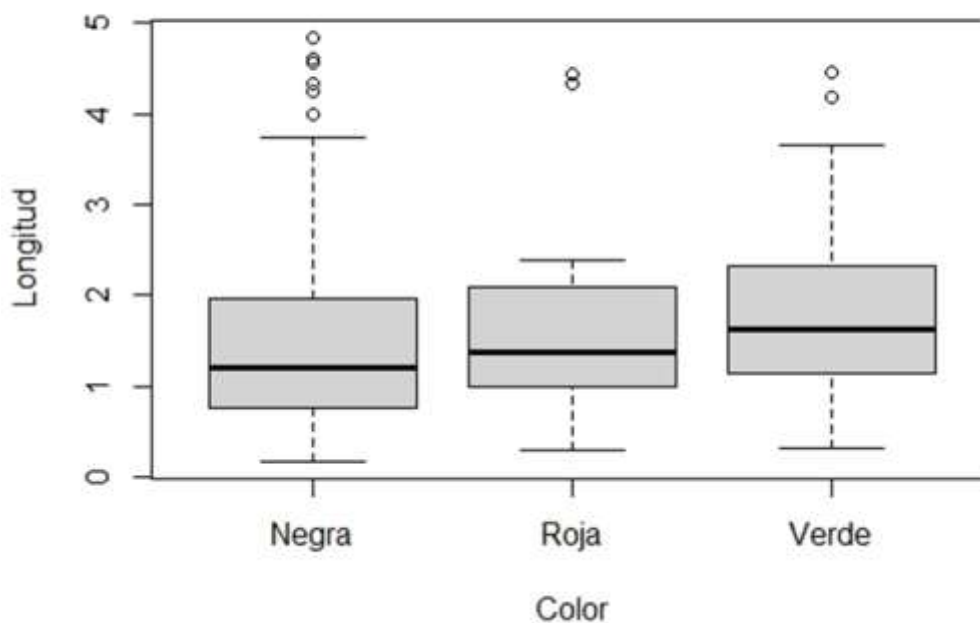


Figura 25. Prueba de suma de rangos Kruskal-Wallis de la longitud de los MPs encontrados en *M. strigata* por colores.

Las fibras negras en *M. squalida* tuvieron una media de longitud de 1.45 mm., un valor máximo de 5 mm., un valor mínimo de 0.09 mm. y una desviación estándar de ± 1.14 . Las fibras verdes obtuvieron una media de 1.63 mm., un valor máximo de 5 mm., un valor mínimo de 0.15 mm. y una desviación estándar de ± 1.2 . Las fibras rojas obtuvieron una media de 1.7 mm., un valor máximo de 4.5 mm., un valor mínimo de 0.5 mm. y una desviación estándar de ± 1.0973 . No se obtuvieron diferencias significativas entre fibras de diferentes colores en cuanto a longitud (Kruskal-Wallis p-value = .3132, $p > 0.05$) (Fig. 26).

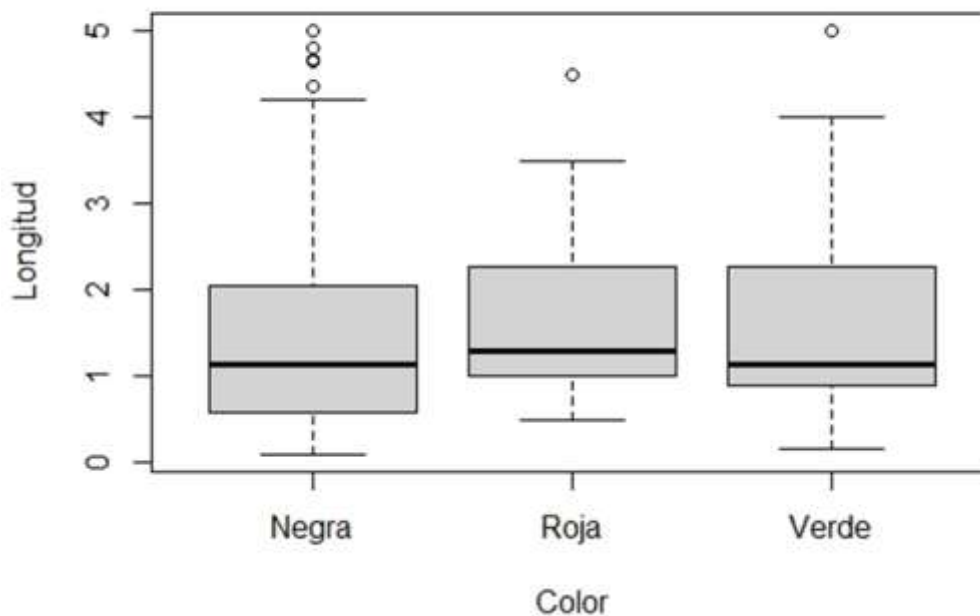


Figura 26. Prueba de suma de rangos Kruskal-Wallis de la longitud de los MPs encontrados en *M. squalida* por colores.

7.3.4 Tipo de polímeros

El informe de GESAMP (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection) en 2015, recomendó distintas técnicas instrumentales para la identificación de los plásticos, entre estas, la mencionada espectroscopia de transmisión de infrarrojos con transformada de Fourier (FTIR). En cualquier caso, en el reciente informe de GESAMP en 2019, se recalca que aún no existe un método estandarizado que permita la comparación directa y la valoración de resultados de estos análisis. La experiencia obtenida en esta investigación permite afirmar el exceso de generalidad en el con un espectrofotómetro tipo Everest ATR marca Thermo Fisher Scientific, ya que realiza un análisis que te da porcentajes de micropartículas tan pequeñas, se necesita el conjunto de decenas de estas, forzando a la combinación de distintas muestras que bien pudieran analizarse de forma más específicas, por ejemplo, las especies individualmente, por zonas o por época climatológica. Se recomienda hacer uso de mejores tecnologías para unos futuros análisis más completos.

Se realizaron cuatro análisis. El primer análisis fue realizado el 2 de febrero del 2022, en base a 46 organismos, 28 de *M. strigata* y 18 de *M. squalida*. El resultado fue que hay un 88.13% de probabilidad de que el material encontrado es polietileno-covinilacetato (Fig. 27).

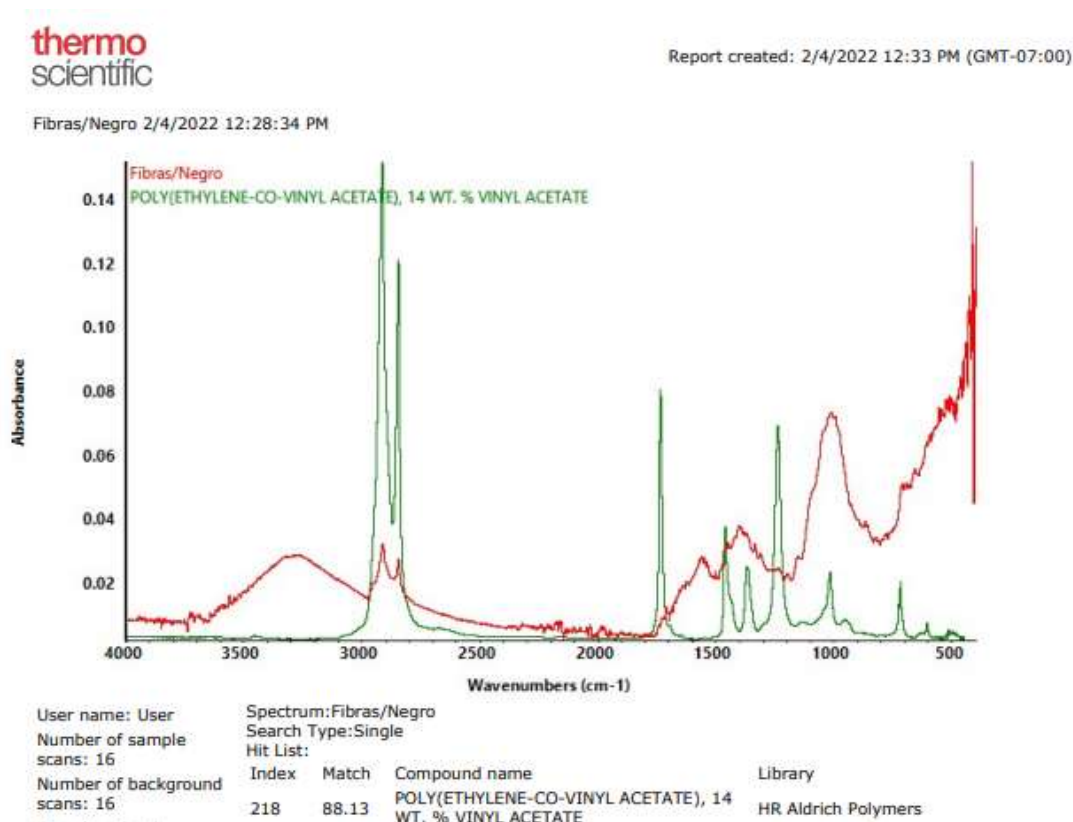
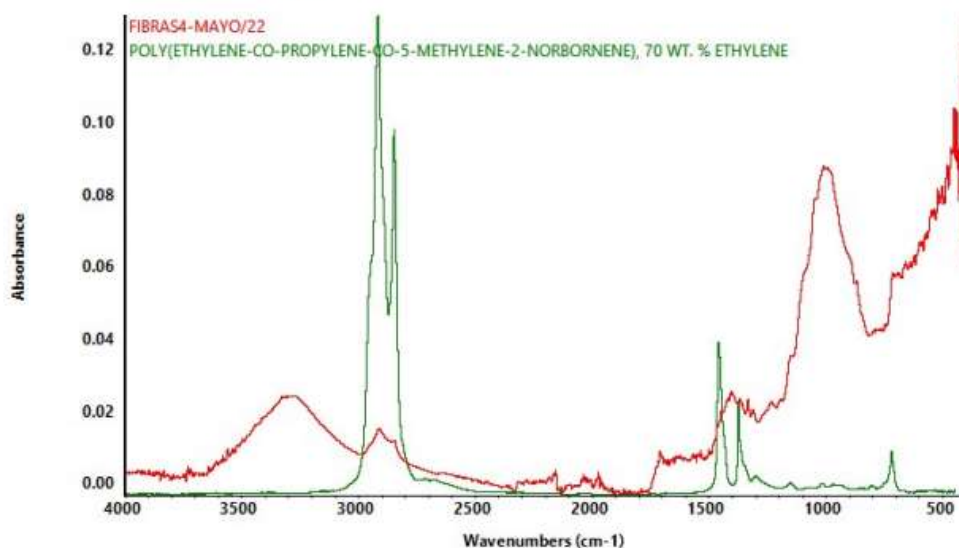


Figura 27. Resultados del primer análisis FTIR.

El segundo análisis se realizó el 11 de mayo del 2022. Se analizaron 18 mejillones y 56 almejas chocolatas, incluyendo esta vez los MPs encontrados en las muestras de agua de las zonas de Balandra, Malecón, Coromuel y Centenario. Se encontró que el polímero con mayor porcentaje de semejanza con un 85.62% es el polietileno-copropileno (Fig. 28).

FIBRAS4-MAYO/22 5/11/2022 1:54:06 PM



User name: User	Spectrum: FIBRAS4-MAYO/22			
Number of sample scans: 16	Search Type: Single			
Number of background scans: 16	Hit List:			
Sample gain: 1	Index	Match	Compound name	Library
	215	85.62	POLY(ETHYLENE-CO-PROPYLENE-CO-5-METHYLENE-2-NORBORNENE), 70 WT. % ETHYLENE	HR Aldrich Polymers

Figura 28. Resultados del segundo análisis FTIR.

El tercer análisis se realizó el 10 de enero del 2023. Se analizaron 30 *M. strigata* y 41 *M. squalida*. En este análisis se separaron los MPs encontrados en organismos y los encontrados en el agua recolectada de las zonas de muestreo. Las zonas analizadas fueron Tecolote, Balandra, Coromuel, Malecón de La Paz, Centenario, Quelele, Califin y Punta Coyote. El resultado para organismos fue de 77.34 % polietileno (Fig. 29) y 72.88 % celulosa hidroxietil en las muestras de agua (Fig. 30).

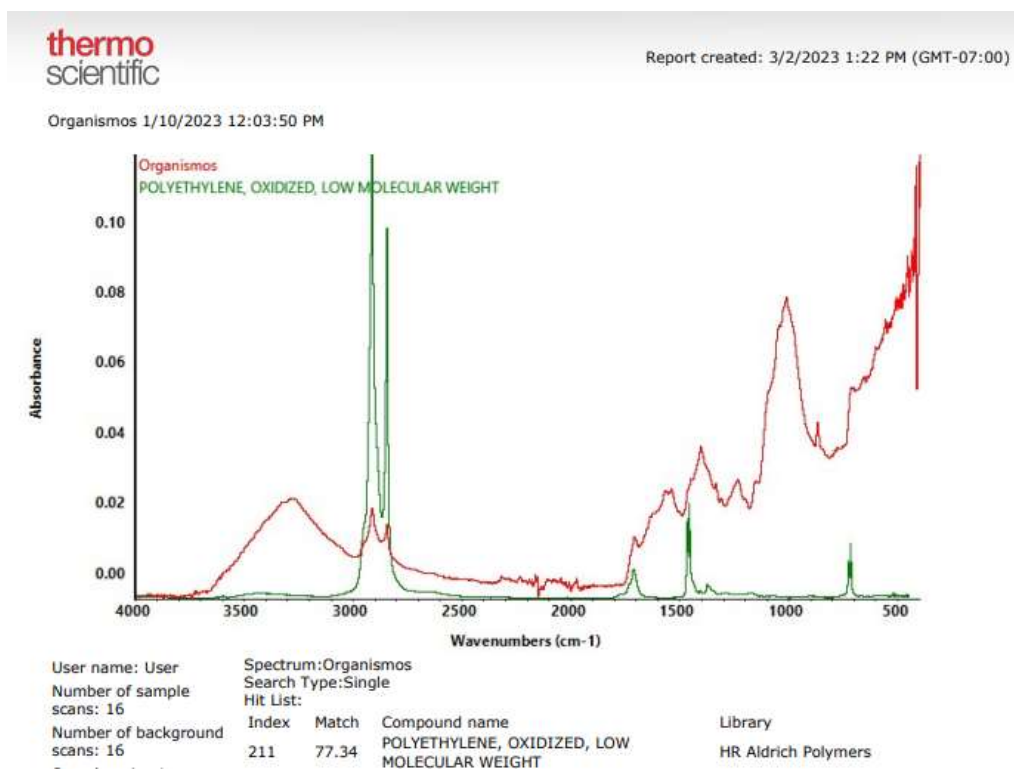


Figura 29. Resultados del tercer análisis FTIR con muestras en organismos.

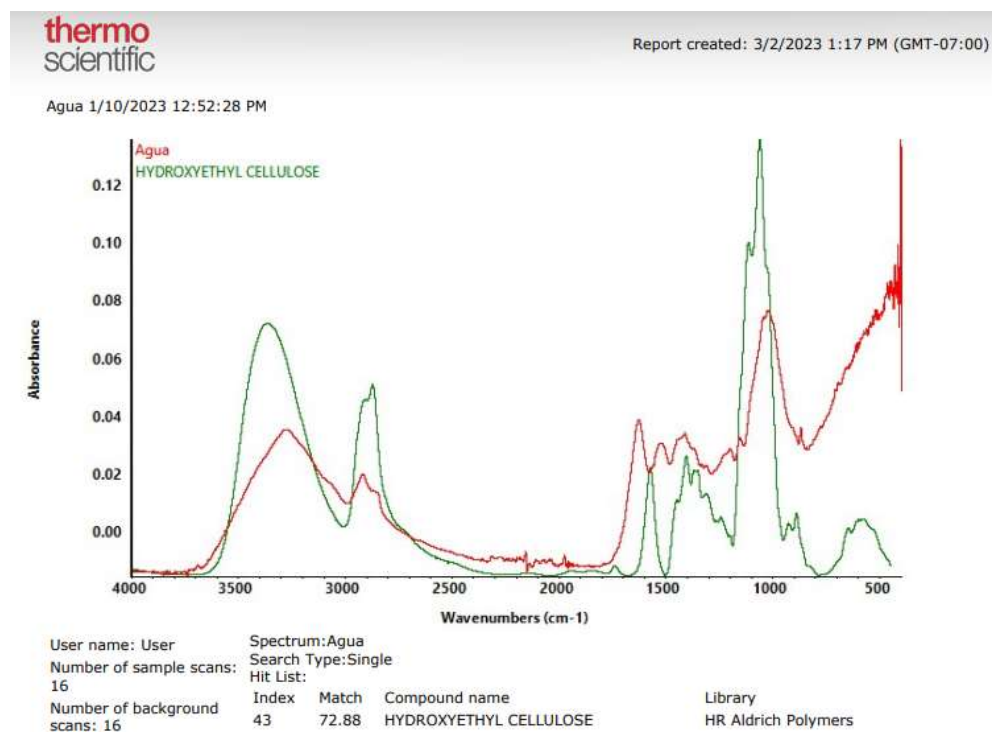


Figura 30. Resultados del cuarto análisis FTIR con muestras de agua.

8. DISCUSIÓN

El presente trabajo corresponde al primer estudio que analiza la abundancia de MPs en bivalvos presentes en la Bahía de La Paz, específicamente con el mejillón *M. strigata* y la almeja chocolate *M. squalida*, además de complementar los trabajos iniciales sobre la abundancia de estas micropartículas y el tipo de material que están en el agua de la zona.

8.1 Microplásticos en organismos

Esta investigación ha reportado la abundancia de MPs en base a los organismos individuales y complementariamente en base al peso, mientras que en la mayoría de los trabajos sólo reportan los resultados en base a lo segundo. Esta decisión fue tomada en con la intención de buscar una accesibilidad mayor hacia un público general para el manejo de la información de esta investigación, ya que una de las formas más populares de uso de ambas especies, es ser preparados para su consumo de manera directa desde la concha individualmente. Hidalgo-Ruz *et al.*, (2012) señalaron algunas complicaciones en la comparación de abundancia entre trabajos de MPs. Mediante el análisis de 68 estudios, llegaron a la conclusión de la necesidad de estandarizar métodos de muestreo y análisis.

Los resultados de esta investigación muestran que la concentración de microplásticos en las diferentes zonas, con las concentraciones más altas en las zonas cercanas a un área con alta densidad poblacional. Estos resultados concuerdan con lo mencionado por Thompson *et al.* (2004), quienes mencionan que las regiones costeras con alta densidad poblacional están relacionadas con alta abundancia de MPs, ya que una de las principales fuentes de ingreso de los MPs al medio marino es a través de la degradación de macropelásticos, los cuales, en su mayoría proviene de la basura de uso diario.

Los resultados de esta investigación demuestran la baja abundancia de MPs encontrados en los organismos analizados presentes en la Bahía de La Paz, comparado a otras investigaciones de abundancia en bivalvos, destacando los trabajos de Mathalon y Hill (2014) quienes realizaron un análisis comparativo en la abundancia de MPs en el mejillón (*M. edulis*) en las costas de Nueva Escocia, determinando una media de 126 microfibras por organismo en silvestres. Esta

cantidad tiene un enorme margen de diferencia con esta investigación, donde la media es de 3.25 MPs por mejillón.

En cuanto al análisis en base al peso, contamos con una media de 0.42 MPs por gramo en *M. strigata* y 0.58 MPs por gramo en *M. squalida*, permaneciendo en niveles similares a comparación de otros trabajos, como, De Witte *et al.* (2014) quienes realizaron un estudio de la contaminación de MPs entre mejillones recolectados en Bélgica (principalmente *M. edulis*), obteniendo una media de 0.26 a 0.51 fibras por gramo por peso húmedo de mejillón. Leslie *et al.*, (2013) igualmente realizaron un análisis de *M. edulis* recolectado en la costa holandesa, donde encontraron una concentración media de 0.84 partículas por gramo de peso seco. Van Cauwenberghe y Janssen (2014) detectaron altas concentraciones de MPs en esos mismos mejillones (*M. edulis*) cultivados comercialmente en granjas de Alemania, obteniendo una media de 0.36 ± 0.07 partículas por peso húmedo.).

Esta investigación también tiene importancia en cuanto a posibles riesgos de salud humana. Farrell y Nelson (2013) realizaron el primer estudio sobre transferencia trófica de MPs. Ellos alimentaron cangrejos *Carcinus maenas* con *M. edulis* expuestos a poliestireno. Comprobaron la veracidad de dicha transferencia, al encontrar MPs en el estómago, la hepatopáncreas, el ovario y las branquias de los cangrejos. El conjunto de estas investigaciones es sumamente importante, ya que, a pesar de no tener aún análisis sobre la transferencia en humanos, el alto porcentaje de organismos con presencia de MPs en este análisis, sumado a su alto consumo comercial y local, hace que las posibilidades sean muy altas de que suceda.

8.2 Microplásticos por zonas

Las concentraciones de MPs en agua de mar son bastante limitadas en la literatura científica, especialmente si se comparan con las concentraciones en sedimentos (Van Cauwenberghe y Janssen, 2014). En esta investigación se usó el promedio de MPs por litro de agua recolectada como unidad de análisis, mientras que en otras investigaciones de la zona se ha hecho uso de unidades de longitud por arrastres (m^2) (Alvarez-Zeferino *et al.*, 2020) y también de peso de sedimentos (kg) (Piñon-Colin *et al.*, 2018).

Alvarez-Zeferino (2020) realizó un análisis de residuos de 11 playas, concluyendo que el Golfo de California cuenta con la mayor problemática en cuestión de MPs, ya que esta región presenta giros estacionales al norte o zonas de confluencia de tres corrientes marinas al sur. Esto concuerda con esta investigación, donde se encontraron MPs en las 9 zonas de muestreo.

Se tuvo una media general de 1.47 MPs por litro, destacan las zonas de Tecolote (2.74 MPs/L), Coromuel (2.34 MPs/L) y Malecón (2.29 MPs/L) las cuales son zonas con gran actividad turística, coincidiendo con Piñon-Colin *et al.* (2018) quienes concluyen el turismo es una de las principales fuentes de ingreso. Ellos destacaron a Rosarito en Baja California y Cabo San Lucas en Baja California Sur, como sus zonas de análisis con mayor contaminación microplástica, registrando cantidades de entre 230 y 300 MPs/kg de sedimento, lo que es prácticamente 100 veces más que los resultados de las zonas con más contaminación de este análisis. Concluyen que las playas del lado del Pacífico presentaron más del doble de la abundancia de MPs que los sitios ubicados en el golfo de California, mencionando que las corrientes marinas tienen un porcentaje de influencia. Su investigación coincide en dos playas con este estudio (Malecón (107 MPs/kg) y Balandra (84 MPs/kg), las cuales tiene un promedio de casi 100 veces más micropartículas que nuestros resultados, lo que nos indica que, en dichas zonas, la arena cuenta con más presencia de MPs que en el agua.

En esta investigación la concentración promedio de MPs por litro de las zonas con mayor influencia de visitantes, (Tecolote (2.74), Coromuel (2.34) y Malecón (2.29)) fue mayor al de las zonas más alejadas (San Juan de la Costa (0.78) y Punta Coyote (0.67)). Estos resultados coinciden con los reportados por Roy y Rodríguez-Espinosa en 2016, los cuales, concluyen que los MPs provienen principalmente de actividades de base turística y desechos vertidos por los hoteles y restaurantes de la zona.

El método de recolección de agua de este análisis fue en la zona superficial de la columna de agua hasta 1 metro de profundidad. En base a otras investigaciones, se puede afirmar que los MPs más ligeros permanecen en las aguas superficiales, mientras que los polímeros de mayor densidad, o los posibles colonizados por microorganismos, se hunden hacia el fondo quedando retenidos en los sedimentos. Los polímeros de baja densidad como el polietileno se encuentran por lo general en la zona superficial (Engler, 2012), lo que coincide con los resultados del análisis

espectroscópico infrarrojo, que señala a este polímeros como uno de los que tienen más porcentaje de similitud con las fibras encontradas.

8.3 Caracterización de microplásticos

Las características físicas y químicas propias debidas a la composición del propio material afectan también a la distribución de estas partículas en el medio acuático (Murray *et al.*, 2011). Para identificar el tipo de material, se hizo uso de la técnica la espectroscopia de transmisión de infrarrojos con transformada de Fourier (FTIR).

Este trabajo registró que el 100 % de los MPs observados fueron categorizados como fibras, lo que coincide con Piñon-Colin *et al.*, (2018), los cuales en base al análisis de playas de la península de Baja California, encontraron que 91% de las partículas identificadas eran fibras. Sus resultados muestran coincidencia con los aquí presentados en las playas el Malecón (91.3%) y Balandra (87.4%). Ellos afirman que fibra es el tipo más común en otros estudios realizados en todo el mundo. Olavarrieta-García (2017) menciona que este tipo de MPs está presente en todos los países que han reportado estudios del tema, siendo Estados Unidos, China, Perú y Uruguay los que presentan los mayores porcentajes y el promedio es de 55,51 %.

En tres de los cuatro análisis en FTIR, el polímero con más porcentaje de similitud fue el polietileno, lo que coincide con Olavarrieta-García (2017) quien analizó la composición química de cinco arrastres en zonas de la Bahía de La Paz (CEMEX, San Juan de la Costa, Isla Ballena, lobera y San Francisquito). Endo *et al.* (2005) destacan que la afinidad particular para absorber depende del tipo de plástico, por ejemplo, el polietileno absorbe los bifenilos policlorados más fácilmente que el polipropileno. Este polímero se usa para el envase y empaque de alimentos y bebidas, por lo que se puede intuir que procede de la basura tirada irresponsablemente por las personas que visitan las playas y por las botellas y empaques que llegan al mar mediante aguas residuales. Von Moos *et al.*, (2012) menciona que el polietileno causa efectos negativos en *M. edulis*, llegando incluso a poder ser absorbido por las células.

En cuanto al color, el negro resultó ser el dominante en ambas especies (76.11% en *M. strigata* y 80.42% en *M. squalida*). Esto contradice a otras investigaciones en México, donde el color

dominante fue el blanco, con la proporción de 25% (Alvarez-Zeferino, 2020). La determinación del color es importante, sobre todo desde el punto de vista toxicológico, debido a que se ha detectado que algunas especies marinas tienden a ingerir MPs de ciertos colores al confundirlos con su alimento (Wright *et al.*, 2013), lo cual puede coincidir con el tamaño de zooplancton, ya que el promedio de las fibras encontradas es de negras (1.47 mm), las verdes (1.70 mm.) y rojas (1.67 mm.).

9. CONCLUSIONES

Se encontraron MPs en los bivalvos *M. strigata* y *M. squalida*, así como también en las 9 zonas de muestreo de agua ubicadas en distintas zonas de la bahía de La Paz.

El mejillón *M. strigata* (3.25) mostró un promedio más alto de MPs por organismo que *M. squalida* (2.69).

No hay diferencias significativas entre tallas grandes y chicas de *M. strigata*, mientras que si las hay entre tallas de la almeja chocolata *M. squalida*.

Las zonas con mayor promedio de MPs por litro de agua analizadas fueron Tecolote, seguida de Coromuel y el Malecón. Mientras que las de menor promedio fueron Punta Coyote y San Juan de la Costa, sugiriendo una relación con la presencia de actividades y/o densidad humana.

La zona de la Bahía de La Paz cuenta con una baja cantidad de abundancia de MPs.

La fibra fue la forma de microplástico dominante, donde el color más abundante fue el negro, seguido del verde y el rojo.

La mayoría de MPs encontrados son de polietileno.

10. LITERATURA CITADA

- Alvarez-Zeferino, J.C. (2020). *Factores que inciden en la presencia de microplásticos en playas mexicanas. Tesis de doctorado*. Universidad Autonoma de Baja California, Instituto de Ingeniería, Mexicali.
- Alvarez-Zeferino, J.C., Ojeda-Benítez, S., Cruz-Salas, A.A., Martínez-Salvador, C. y Vázquez-Morillas, A. (2020). Microplastics in Mexican beaches. *Resources, Conservation and Recycling*, 155: 104633. doi: 10.1016/j.resconrec.2019.104633.
- Andrades, R., Pegado, T., Godoy, B.S., Reis-Filho, J.A., Nunes, J.L.S., Grillo, A.C., Machado, R.C., Santos, R.G., Dalcin, R.H., Freitas, M.O., Villanova, V., Barbosa, N.D., Adelir-Alves, J., Albuquerque, T., Bentes, B. y Giarrizzo, T. (2020). Anthropogenic litter on Brazilian beaches : baseline , trends and recommendations for future approaches. *Marine Pollution Bulletin*, 151: 110842. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110842.
- Andrady, A.L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8): 1596-1605. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.030.
- Andrady, A.L. y Neal, M.A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526): 1977-1984. doi: 10.1098/rstb.2008.0304.
- Arnot, J.A. y Gobas, F.A.P.C. (2004). A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(10): 2343-2355. doi: 10.1897/03-438.
- Ashton, K., Holmes, L. y Turner, A. (2010). Association of metals with plastic production pellets in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11): 2050-2055. doi: 10.1016/j.marpolbul.2010.07.014.
- Avio, C.G., Gorbi, S. y Regoli, F. (2017). Plastics and microplastics in the oceans : From emerging pollutants to emerged threat. *Marine Environmental Research*, 128: 2-11. doi: 10.1016/j.marenvres.2016.05.012.
- Baqueiro-Cárdenas, E.R., Borabe, L. y Goldaracena-Islas, C.G. (2007). Mollusks and pollution. A review. *Revista Mexicana De Biodiversidad*, 78: 1-7.
- Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C. y Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526): 1985-1998. doi: 10.1098/rstb.2008.0205.
- Berntsen, P., Park, C.Y., Rothen-Rutishauser, B., Tsuda, A., Sager, T.M., Molina, R.M., Donaghey, T.C., Alencar, A.M., Kasahara, D.I., Ericsson, T., Millet, E.J., Swenson, J., Tschumperlin, D.J., Butler, J.P., Brain, J.D., Fredberg, J.J., Gehr, P. y Zhou, E.H. (2010). Biomechanical effects of environmental and engineered particles on human airway smooth muscle cells. *Journal of the Royal Society Interface*, 7. doi: 10.1098/rsif.2010.0068.focus.
- Boerger, C.M., Lattin, G.L., Moore, S.L. y Moore, C.J. (2010). Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 60(12): 2275-2278. doi: 10.1016/j.marpolbul.2010.08.007.
- Bollaín-Pastor, C. y Agulló, D. V. (2019). Presencia de microplásticos en aguas y su potencial impacto en la salud pública. *Revista Española de Salud Pública*, 93: 1-10 Disponible en: https://scielo.isciii.es/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1135-57272019000100012.
- Browne, M.A., Chapman, M.G., Thompson, R.C., Amaral-Zettler, L.A., Jambeck, J. y Mallos, N.J. (2015). Spatial and temporal patterns of stranded intertidal marine debris: is there a picture

- of global change? *Environmental Science and Technology*, 49(12): 7082-7094. doi: 10.1021/es5060572.
- Browne, M.A., Dissanayake, A., Galloway, T.S., Lowe, D.M. y Thompson, R.C. (2008). Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science and Technology*, 42(13): 5026-5031. doi: 10.1021/es800249a.
- Browne, M.A., Galloway, T., Thompson, R. y Chapman, P.M. (2007). Microplastic—an emerging contaminant of potential concern?. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 3(4): 559–566. Disponible en: http://scielo.isciii.es/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1135-57272019000100012&lng=es.
- Chua, E.M., Shimeta, J., Nugegoda, D., Morrison, P.D. y Clarke, B.O. (2014). Assimilation of polybrominated diphenyl ethers from microplastics by the marine amphipod, *allorchestes compressa*. *Environmental Science and Technology*, 48(14): 8127-8134. doi: 10.1021/es405717z.
- Claessens, M., Van-Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M.B. y Janssen, C.R. (2013). New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 70(1-2): 227-233. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.03.009.
- Clark, J.R., Cole, M., Lindeque, P.K., Fileman, E., Blackford, J., Lewis, C., Lenton, T.M. y Galloway, T.S. (2016). Marine microplastic debris : a targeted plan for understanding and quantifying interactions with marine life. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(6): 317–324. doi: 10.1002/fee.1297.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J. y Galloway, T.S. (2013). Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science and Technology*, 47(12): 6646-6655. doi: 10.1021/es400663f.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. y Galloway, T.S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12): 2588-2597. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.
- Conti, M.E. y Cecchetti, G. (2003). A biomonitoring study: Trace metals in algae and molluscs from Tyrrhenian coastal areas. *Environmental Research*, 93(1): 99-112. doi: 10.1016/S0013-9351(03)00012-4.
- Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Palma, Á.T., Navarro, S., García-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernández-de-Puelles, M.L. y Duarte, C.M. (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(28): 10239-10244. doi: 10.1073/pnas.1314705111.
- Davison, P. y Asch, R.G. (2011). Plastic ingestion by mesopelagic fishes in the North Pacific Subtropical Gyre. *Marine Ecology Progress Series*, 432: 173-180. doi: 10.3354/meps09142.
- De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K. y Robbens, J. (2014). Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*, 85(1): 146-155. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.06.006.
- Derraik, J.G.B. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9): 842-852. doi: 10.1016/S0025-326X(02)00220-5.
- Desforges, J.P.W., Galbraith, M., Dangerfield, N. y Ross, P.S. (2014). Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the N.E. Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 79(1-2): 94-99. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.12.035.
- Diario Oficial de la Federación. (2012). Carta Nacional Pesquera 2012. Disponible en:

- <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/153374/Carta-Nacional-Pesquera-2012.pdf> [Consulta: 8 noviembre 2022].
- Diario Oficial de la Federación. (2018). Carta Nacional Pesquera 2017. Disponible en: https://dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5525712 [Consulta: 8 noviembre 2022].
- Dietrich O. Hummel. (2012). Atlas of plastics additives analysis by spectrometric methods. 1ª edición. Springer Verlag, Berlin. ISBN: 3540424148.
- Endo, S., Takizawa, R., Okuda, K., Takada, H., Chiba, K., Kanehiro, H., Ogi, H., Yamashita, R. y Date, T. (2005). Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: Variability among individual particles and regional differences. *Marine Pollution Bulletin*, 50(10): 1103-1114. doi: 10.1016/j.marpolbul.2005.04.030.
- Engler, R.E. (2012). The Complex Interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean. *Environmental Science & Technology*. 46(22): 12302-15. doi: 10.1021/es3027105.
- España-Alvarez, G.A. (2007). *Evaluación de moluscos (bivalvos) como bioindicadores de contaminación por materia orgánica en la Bahía de Chetumal, Quintana Roo. Tesis de licenciatura*. Universidad de Quintana Roo, División de Ciencias e Ingeniería, Chetumal. Disponible en: <http://risisbi.uqroo.mx/handle/20.500.12249/138>.
- Farrell, P. y Nelson, K. (2013). Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*, 177: 1-3. doi: 10.1016/j.envpol.2013.01.046.
- Fischer, W.; Krupp, F.; Schneider, W.; Sommer, C.; Carpenter, K.E.; Niem, V.H. (1995). Guía FAO para la identificación de especies para fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen I Plantas e invertebrados. FAO, Roma.
- GESAMP (2015). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. *GESAMP Reports & Studies Series*, 90.
- GESAMP (2019). Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter in the ocean. *GESAMP Reports & Studies Series*, 99.
- Haddon, M. (2011). Modelling and quantitative methods in fisheries. 2ª edición. CRC Press, New York. doi: 10.1201/9781439894170-4.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C. y Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science and Technology*, 46(6): 3060-3075. doi: 10.1021/es2031505.
- Hussain, N., Jaitley, V. y Florence, A.T. (2001). Recent advances in the understanding of uptake of microparticulates across the gastrointestinal lymphatics. *Advanced Drug Delivery Reviews*. 50: 107-42. doi: 10.1016/S0169-409X(01)00152-1.
- Koelmans, A.A., Besseling, E. y Shim, W.J. (2015). Nanoplastics in the aquatic environment. *Critical review*. 50: 107-142. doi: 10.1007/978-3-319-16510-3_12.
- Leslie, H. A., van Velzen, M. J. M., Vethaak, A.D. (2013). Microplastic survey of the Dutch environment: Novel data set of microplastics in North Sea sediments, treated wastewater effluents and marine biota. IVM Institute for Environmental Studies. University Amsterdam. Final Report R-13/11.
- Li, J., Qu, X., Su, L., Zhang, W., Yang, D., Kolandhasamy, P., Li, D. y Shi, H. (2016). Microplastics in mussels along the coastal waters of China. *Environmental Pollution*, 214: 177-184. doi: 10.1016/j.envpol.2016.04.012.
- Mathalon, A. y Hill, P. (2014). Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin*, 81(1): 69-79. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.02.018.

- Murray, F., Rhys, P. y Sea, C. (2011). Plastic contamination in the decapod crustacean (*Nephrops norvegicus*) (Linnaeus , 1758). *Marine Pollution Bulletin*, 62(6): 1207-1217. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.03.032.
- Obeso-Nieblas, M., Shirasago-Germán, B., Gaviño-Rodríguez, J., Perez-Lezama, E., Obeso-Huerta, H. y Jiménez-Illescas, Á. (2008). Variabilidad hidrográfica en Bahía de La Paz, Golfo de California, México (1995-2005). *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 43(3): 559-567. doi: 10.4067/s0718-19572008000300015.
- Obeso-Nieblas, M., Gaviño-Rodríguez, J.H., Jiménez-Illescas, A.R. y Shirasago-German B. (2002). Simulación numérica de la circulación por marea y viento del noroeste y sur en la Bahía de La Paz, B.C.S. *Oceánidas*, 17(1):1-12.
- Olavarrieta-García, T. (2017). Abundancia de microplásticos en la Bahía de La Paz y niveles de ftalatos en el Rorcual Común (*Balaenoptera physalus*). *Tesis de maestría*. Universidad Autónoma de Baja California Sur, Departamento de Ciencias Marinas y Costeras, La Paz, B.C.S., México.
- Páez-Osuna, F., Álvarez-Borrego, S., Ruiz-Fernández, A.C., García-Hernández, J., Jara-Marini, M.E., Bergés-Tiznado, M.E., Piñón-Gimate, A., Alonso-Rodríguez, R., Soto-Jiménez, M.F., Frías- Federico Páez-Osuna, F., Álvarez-Borrego, S., Ruiz-Fernández, A. C., García-Hernández, J., Jara-Marini, M. E., Bergés-Tiznado, M. E., Piñón-Gimate, A., Alonso-Rodríguez, R., Soto-Jiménez, M. F., Frías-Espéricueta, M. G., Ruelas-Inzunza, J. R., Green-Ruiz, C. R., Osuna-Martínez, C. C., Sanchez-Cabeza, J. A. (2017). Environmental status of the Gulf of California: a pollution review. *Earth-Science Reviews*, 166: 181-205. doi: 10.1016/j.earscirev.2017.01.014.
- Pawson, M.G. (2003). The catching capacity of lost static fishing gears: introduction. *Fisheries Research*, 64: 101-105. doi: 10.1016/S0165-7836(03)00208-X.
- Piñon-Colin, T. J., Rodriguez-Jimenez, R., Pastrana-Corral, M.A., Rogel-Hernandez, E. y Wakida, F.T. (2018). Microplastics on sandy beaches of the Baja California Peninsula, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 131: 63-71. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.03.055
- Plastics Europe. y EPRO. (2016). *Plastics – the facts 2016 An analysis of European plastics production, demand and waste data*. Bruselas. Disponible en: www.plasticseurope.de/informations.
- Rojo-Nieto, E. y Montoto, T. (2017). *Basuras marinas , plásticos y microplásticos, orígenes, impactos y consecuencias de una amenaza global*. Ecologistas en Acción, Madrid. ISBN: 9788494615191.
- Roy, P.D. y Rodríguez-Espinosa, P.F. (2016). Microplastics in tourist beaches of Huatulco Bay, Pacific coast of southern Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1-2): 530-535. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.08.053.
- Rummel, C.D., Löder, M.G.J., Fricke, N.F., Lang, T., Griebeler, E.M., Janke, M. y Gerdts, G. (2016). Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 102(1): 134-141. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.11.043.
- Teuten, E.L., Rowland, S.J., Galloway, T.S. y Galloway, T.S. (2016). Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental Science and Technology*, 41: 7759-7764. doi: 10.1021/es071737s.
- Teuten, E.L., Saquing, J.M., Knappe, D.R.U., Rowland, S.J., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Bjo, A., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P.H. y Tana, T.S. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Translations of the Royal Society*, 364: 2027-2045. doi: 10.1098/rstb.2008.0284.

- Thompson, R.C. (2010). Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environmental Science and Technology*, 44(9): 3404-3409. doi: 10.1021/es903784e.
- Thompson, R.C., Olson, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D. y Russell, A.E. (2004). Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, 304(5672): 838. doi: 10.1126/science.1094559.
- Van-Cauwenberghe, L. y Janssen, C.R. (2014). Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, 193: 65-70. doi: 10.1016/j.envpol.2014.06.010.
- Vegter, A.C., Barletta, M., Beck, C., Borrero, J., Burton, H., Campbell, M.L., Costa, M.F., Eriksen, M., Eriksson, C., Estrades, A., Gilardi, K.V.K., Hardesty, B.D., Sul, J.A.I., Lavers, J.L., Lazar, B., Lebreton, L., Nichols, W.J., Ribic, C.A., Ryan, P.G., Schuyler, Q.A., Smith, S.D.A., Takada, H., Townsend, K.A., Wabnitz, C.C.C., Wilcox, C., Young, L.C. y Hamann, M. (2014). Global research priorities to mitigate plastic pollution impacts on marine wildlife. *Endangered Species Research*, 25: 225-247. doi: 10.3354/esr00623.
- Von-Moos, N., Burkhardt-Holm, P. y Köhler, A. (2012). Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel (*Mytilus edulis*) L. after an experimental exposure. *Environmental Science and Technology*, 46(20): 11327-11335. doi: 10.1021/es302332w.
- Wright, S.L., Thompson, R.C. y Galloway, T.S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution*, 178: 483-492. doi: 10.1016/j.envpol.2013.02.031.
- Zaixso, H.E. (2019). Bivalvia : Importancia económica. En: *Los invertebrados marinos*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Buenos Aires. pp. 169-170 .
- Zettler, E.R., Mincer, T.J. y Amaral-zettler, L.A. (2013). Life in the "Plastisphere": microbial communities on plastic marine debris. *Environmental Science and Technology*, 47. doi: 10.1021/es401288x
- Zhang, H. (2017). Transport of microplastics in coastal seas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 149. doi: 10.1016/j.ecss.2017.09.032.