

**CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA Y
CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
POSGRADO EN ENERGÍA Y MEDIO
AMBIENTE**



**“ANÁLISIS DE MICROPLÁSTICOS EN BIVALVOS
DE INTERÉS COMERCIAL PROVENIENTES DE
LAS COSTAS DE BAJA CALIFORNIA EN MÉXICO”**

**T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS (ENERGÍA Y MEDIO
AMBIENTE)**

**P R E S E N T A:
HIDROBIÓLOGA WENDY ALVARADO AGUILAR**

**DIRECTOR DE TESIS:
DRA. PATRICIA RAMÍREZ ROMERO**



**LABORATORIO DE
ECOTOXICOLOGÍA**

Ciudad de México a 27 de septiembre de 2021

Análisis de microplásticos en bivalvos de interés comercial provenientes de las costas de Baja California en México.



WENDY ALVARADO AGUILAR
ALUMNA

REVISÓ

MTRA. ROSALÍA SERRANO DE LA PAZ
DIRECTORA DE SISTEMAS ESCOLARES

Con base en la Legislación de la Universidad Autónoma Metropolitana, en la Ciudad de México se presentaron a las 10:00 horas del día 27 del mes de septiembre del año 2021 POR VÍA REMOTA ELECTRÓNICA, los suscritos miembros del jurado designado por la Comisión del Posgrado:

DR. MIGUEL ANGEL DEL RIO PORTILLA
M. EN C. YOLANDA PICA GRANADOS
DRA. GUADALUPE BARRERA ESCORCIA

Bajo la Presidencia del primero y con carácter de Secretaria la última, se reunieron para proceder al Examen de Grado cuya denominación aparece al margen, para la obtención del grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS (ENERGIA Y MEDIO AMBIENTE)

DE: WENDY ALVARADO AGUILAR

y de acuerdo con el artículo 78 fracción III del Reglamento de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:

Aprobar

Acto continuo, el presidente del jurado comunicó a la interesada el resultado de la evaluación y, en caso aprobatorio, le fue tomada la protesta.

DIRECTOR DE LA DIVISION DE CBI

DR. JESUS ALBERTO OCHOA TAPIA

PRESIDENTE

DR. MIGUEL ANGEL DEL RIO PORTILLA

VOCAL

M. EN C. YOLANDA PICA GRANADOS

SECRETARIA

DRA. GUADALUPE BARRERA ESCORCIA

Agradecimientos

A la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, mi casa de estudios durante la licenciatura y hasta el día de hoy, momento en el que concluye esta etapa de aprendizaje y conocimientos adquiridos, la maestría.

Al Posgrado en Energía y Medio Ambiente el cual pertenece al Padrón Nacional de Posgrados de Calidad del CONACYT, al cual le agradezco infinitamente el apoyo económico otorgado para el desarrollo de esta tesis.

Esta tesis forma parte del proyecto “Indicadores de Integridad Ecológica y Salud Ambiental”, autorizado por la División de Ciencias Biológicas y de la Salud, UAM-I.

A la Dra. Patricia Ramírez Romero, mi directora de tesis. Que por su apoyo incondicional durante la licenciatura me impulso a continuar con otra etapa más de conocimientos, aprendizaje, sabiduría, madurez y amor por la ciencia. Qué la admiro por su gran dedicación, compromiso, paciencia y confianza. Le agradezco infinitamente todo el apoyo que me ha brindado y por creer en que puedo lograr más cosas.

A los miembros del sínodo: agradezco su tiempo por la revisión, las observaciones y recomendaciones emitidas a este proyecto de tesis, asimismo por su gran conocimiento e interés por la ciencia.

A la M. en C. Yolanda Pica Granados, su interés y gran conocimiento por el tema fueron un impulso para admirarla y saber que es una persona dedicada, audaz y comprometida con la ciencia y sus alumnos.

A la Dra. Guadalupe Barrera Escorcía, es un gusto conocerla desde la licenciatura y saber que es una de las profesoras más dedicadas y apasionadas con la docencia. Por ser parte de muchas travesías a lo largo de mi formación profesional y apoyarme en la evaluación de mi tesis.

Al Dr. Miguel Ángel de Río Portilla, por su gran conocimiento en un tema tan importante, fundamental y de gran interés para mí, la acuicultura. Sus observaciones, sugerencias y conocimiento fueron importantes para mi formación profesional. Es un gusto que haya formado parte de mi comité evaluador, infinitas gracias.

Al Dr. Gerardo Figueroa Lucero, por su apoyo infinito desde la licenciatura hasta estos momentos de mi desarrollo académico. Por sus consejos y sabiduría compartidos. Por su dedicación y confianza, gracias.

A la Hidrobióloga Gabriela Vargas Cruz, por ser una gran persona, por su amistad, sus pláticas y su confianza. Por su apoyo en etapas de mi proyecto y las travesías académicas recorridas.

A la Hidrobióloga Melissa Andrade Muñoz, por su amistad incondicional, por las travesías recorridas dentro y fuera de la universidad y los tiempos de videollamadas. Por el apoyo y sugerencias para la interpretación de datos estadísticos de esta tesis, sus “mini cursos” de programas estadísticos y sobre todo por su paciencia y dedicación.

A la M. en C. Lirio Jazmín Sánchez Hernández, por aquellas travesías académicas compartidas, por enseñarme a comprender el mundo de los microplásticos y su tiempo de dedicación en la discusión de artículos.

Dedicatoria

A mis padres Mauricio y Verónica, los cuales me apoyaron incondicionalmente en continuar con mi desarrollo académico. Por su motivación, sus consejos y por su desempeño en la vida. A ti madre, por ser mi fortaleza ante cualquier obstáculo, te amo infinitamente.

A mi hermano Mauricio, por ser un guerrero y nunca darse por vencido ante cualquier dificultad. Por todos los momentos buenos y malos que hemos atravesado y estar todo este tiempo a mi lado.

A mi tío Ruperto, por ser mi segundo padre y por su apoyo incondicional. Por creer en mí y en mi desempeño en los estudios. Decirle que lo admiro por la persona que es y por su dedicación en su carrera.

A mi pareja Luis Javier, que me has enseñado a confiar y ser una mejor persona. Que me has demostrado que las dificultades en la vida son pasajeras y que todo lo bueno es posible confiando en uno mismo. Por ser una persona maravillosa y quererme, te amo.

A Monserrat Buendía, por ser parte de mi vida y una amiga incondicional. Por tu apoyo y admiración hacia mi persona, te amo amiga.

A Toño, que sin duda alguna me ha brindado su amistad incondicional y apoyo en todo momento. Que lo admiro por la gran persona que es y por ser un guerrero en la vida, te amo amigo.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS -----	III
DEDICATORIA -----	V
LISTA DE TABLAS -----	VIII
LISTA DE FIGURAS -----	IX
LISTA DE ACRÓNIMOS -----	XI
RESUMEN -----	XII
ABSTRACT -----	XIV
CAPITULO 1 -----	1
INTRODUCCIÓN -----	1
1.1. PLÁSTICOS (QUÉ SON, PRODUCCIÓN, TIPOS Y USO POR SECTOR)-----	1
1.1.1. <i>Degradación y fragmentación plástica en el océano (factores físicos, químicos y biológicos) / biodegradación</i> -----	3
1.2. MACROPLÁSTICOS-----	5
1.3. MICROPLÁSTICOS-----	6
1.3.1. <i>Definición y características físicas (tamaños, formas y colores)</i> -----	6
1.3.2. <i>Clasificación: microplásticos (primarios y secundarios)</i> -----	9
1.3.3. <i>Factores que afectan la biodisponibilidad de los microplásticos</i> -----	10
1.4. PRINCIPALES FUENTES DE ENTRADA DE MACRO Y MICROPLÁSTICOS (TERRESTRES Y OCEÁNICAS)-----	12
1.4.1. <i>Fuentes por sector</i> -----	13
1.5. DINÁMICA DE DISTRIBUCIÓN Y TRANSPORTE DE LOS MICROPLÁSTICOS EN COMPARTIMENTOS AMBIENTALES -----	19
1.6. CIRCULACIÓN OCEÁNICA, UN FACTOR IMPORTANTE PARA LA DISTRIBUCIÓN Y TRANSPORTE DE LOS MICROPLÁSTICOS -----	20
1.7. ASOCIACIÓN DE LOS QUÍMICOS EN LOS PLÁSTICOS Y ALGUNOS DE LOS EFECTOS CONOCIDOS -----	23
1.8. IMPACTOS SOCIALES DE LOS MICROPLÁSTICOS (SALUD HUMANA Y SEGURIDAD ALIMENTARIA)-----	27
1.9. CONSIDERACIONES GENERALES EN LA SELECCIÓN DE BIOINDICADORES PARA EL MONITOREO DE MICROPLÁSTICOS EN AMBIENTES ACUÁTICOS -----	29
1.9.1. <i>Los moluscos bivalvos, su importancia en México y su relación con los microplásticos</i> 31	
1.10. PRODUCCIÓN GENERAL (PESQUERA Y ACUÍCOLA) Y CONSUMO EN MÉXICO-----	31
1.10.1. <i>Producción y consumo específico de bivalvos en México</i> -----	32
CAPITULO 2 -----	33
ANTECEDENTES -----	33
2.1. INVESTIGACIONES SOBRE CONTAMINACIÓN POR MICROPLÁSTICOS EN DISTINTOS COMPARTIMENTOS AMBIENTALES EN MÉXICO -----	33
CAPITULO 3 -----	35
JUSTIFICACIÓN -----	35
PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN -----	36
HIPÓTESIS -----	36
OBJETIVOS -----	36

CAPITULO 4 -----	37
MATERIAL Y MÉTODOS -----	37
4.1. ÁREA DE ESTUDIO Y OBTENCIÓN DE MUESTRAS-----	37
4.1.1. <i>Especies de interés para el estudio: su importancia, cobertura geográfica y producción dentro de la región de la Península de Baja California</i> -----	39
4.2. TRABAJO EN LABORATORIO-----	44
4.2.1. <i>Prueba de eficiencia de digestión y recuperación de microplásticos</i> -----	44
4.2.2. <i>Control de calidad / Garantía de calidad (QA / QC)</i> -----	44
4.2.3. <i>Preparación y extracción de muestras (digestión con peróxido de hidrógeno)</i> -----	44
4.2.4. <i>Filtrado y secado de muestras</i> -----	45
4.2.5. <i>Análisis visual y clasificación de microplásticos</i> -----	45
4.2.6. <i>Análisis estadístico</i> -----	45
4.2.7. <i>Cálculo de la ingesta dietética anual de microplásticos por consumo de bivalvos</i> -	46
CAPITULO 5 -----	47
RESULTADOS Y DISCUSIÓN -----	47
5.1. EFECTIVIDAD DE LA PRUEBA DE DIGESTIÓN, CONTROL Y GARANTÍA DE CALIDAD -----	47
5.2. ABUNDANCIA DE MICROPLÁSTICOS EN LOS BIVALVOS-----	48
5.3. ASPECTOS CUANTITATIVOS Y CUALITATIVOS DE LOS MICROPLÁSTICOS Y SU RELACIÓN CON LAS POSIBLES FUENTES DE ENTRADA -----	55
5.4. EVIDENCIAS DE MICROPLÁSTICOS EN ALGUNAS REGIONES DE LA PENÍNSULA DE BAJA CALIFORNIA, MÉXICO: DATOS RELEVANTES PARA LA COMPARACIÓN CUANTITATIVA Y CUALITATIVA -----	60
5.5. RELACIÓN DE LA ABUNDANCIA DE MICROPLÁSTICOS CON LOS PARÁMETROS BIOMÉTRICOS (LONGITUD TOTAL DE LA CONCHA Y PESO TOTAL DEL ORGANISMO CON CONCHA) EN LOS ORGANISMOS CLASIFICADOS POR SU TIPO DE PRODUCCIÓN, HÁBITAT Y ZONA DE EXTRACCIÓN-----	67
5.6. IMPLICACIONES DE LA CONTAMINACIÓN POR MICROPLÁSTICOS EN LA SALUD DE LOS BIVALVOS -----	69
5.7. COMPARACIÓN DEL CÁLCULO DE LA INGESTA DIETÉTICA ANUAL DE MICROPLÁSTICOS POR CONSUMO DE MARISCOS (BIVALVOS) EN LA POBLACIÓN MEXICANA -----	70
5.8. IMPLICACIONES SOBRE LA SALUD HUMANA Y ANÁLISIS PÚBLICO DE LA CONTAMINACIÓN DE LOS MARISCOS POR MICROPLÁSTICOS -----	77
CAPITULO 6 -----	78
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES -----	78
BIBLIOGRAFÍA -----	82
ANEXOS -----	109
<i>A. Investigaciones globales sobre contaminación por microplásticos en bivalvos. Comparación en organismos silvestres, cultivados y de mercados locales.</i> -----	109
<i>B. Correlación de rango de Spearman (r_s) entre las abundancias de MPs/g de tejido húmedo y MPs/individuo respecto a la longitud (cm) y peso húmedo (g) de los organismos. Los resultados se muestran para las tres categorías (tipo de producción, hábitat y zona de extracción de los organismos).</i> -----	116

Lista de tablas

Tabla 1. Aplicaciones más comunes de los polímeros más utilizados. Fuente: GESAMP, 2019.	2
Tabla 2. Términos que se utilizan para diferenciar cada categoría, así como las fuentes principales de cada uno. Fuente: modificada y adaptada de Lusher et al., 2017a; Wu et al., 2019.	8
Tabla 3. Propiedades de los distintos polímeros (que flotan o se hunden en el medio acuático, en función de su densidad). Fuente: GESAMP 2015; 2019.	11
Tabla 4. Aditivos químicos comunes en plásticos, función y efectos. Fuente: tomado y modificado de GESAMP, 2016 y GREENPEACE, 2016.	27
Tabla 5. Tipos de polímeros, colores y fuente de los productos utilizados para la prueba de eficiencia de recuperación y digestión (degradación de materia orgánica y resistencia de los plásticos añadidos al H ₂ O ₂) de microplásticos. Se muestra el total de partículas recuperadas y su porcentaje.	48
Tabla 6. Datos biométricos de las siete especies de bivalvos analizados, longitud total (cm), ancho (cm), espesor (cm), peso total (PT) y peso húmedo (PH) en gramos (promedio ± desviación estándar) y abundancia promedio (mediana ± desviación estándar) de microplásticos (MPs) por individuo y por gramo de tejido húmedo, en siete especies de bivalvos de las costas de Baja California	51
Tabla 7. Estudios comparativos de la ingesta dietética anual de microplásticos, considerando la misma especie para algunos casos*, el mismo género** y en otras la misma familia***. Las comparaciones también consideraron especies cultivadas o silvestres según el tipo de producción de las especies analizadas en este estudio.	72

Lista de figuras

Figura 1. Producción primaria de plástico por sector industrial a nivel mundial, medida en toneladas por año, 2015. Fuente: Gevert et al., 2017.....	2
Figura 2. Producción primaria de plástico por tipo de polímero (se incluyen otros polímeros) medida en toneladas por año, 2015. Fuente: Gevert et al., 2017.....	3
Figura 3. Factores que contribuyen a la degradación y fragmentación de las basuras plásticas en diferentes compartimentos ambientales. Fuente: tomado y modificado de UNEP, 2016.....	5
Figura 4. Categorización del rango de tamaños de los desechos plásticos y los impactos asociados según la escala de tamaño. Fuente: FAO, 2017.....	7
Figura 5. Categorización de los microplásticos según su forma. Fuente: figura modificada de https://www.arocha.org/en/work/scientific-research/marine-coastal/microplastics-toolbox/media/	8
Figura 6. Fuentes de plástico y microplásticos por sectores de uso. Fuente: GESAMP, 2016.....	13
Figura 7. Fuentes, transporte, acumulación y destino de basuras plásticas en distintos compartimentos ambientales. Fuente: Wu et al., 2019.....	18
Figura 8. Distribución de los microplásticos en los distintos compartimentos ambientales. Fuente: Rojo-Nieto et al., 2017.....	20
Figura 9. Patrón de flujo de las principales corrientes oceánicas superficiales. Las corrientes cálidas cercanas a la superficie se colorean en rojo, y en azul se representan las corrientes frías profundas. Fuente: Pidwirny, M. 2006. http://www.physicalgeography.net/fundamentals/8q_1.html	22
Figura 10. Las imágenes simulan la evolución de la densidad de las basuras marinas: a) desde un estado inicial (homogéneo), b) después de un año, c) después de 3 años y d) después de 10 años de advección por corrientes que terminan acumulándose en cinco de las regiones donde se encuentran los giros subtropicales oceánicos. Fuente: IPRC (International Pacific Research Center), 2008.....	22
Figura 11. Mapa de México que muestra las zonas de procedencia de los bivalvos analizados en las costas de Baja California, A) <i>Tapes philippinarum</i> (=Ruditapes, <i>Venerupis</i>), <i>Mytilus galloprovincialis</i> y <i>Crassostrea gigas</i> (Bahía de Todos Santos), B) <i>Chione cortezi</i> y <i>Dosinia ponderosa</i> (Alto Golfo de California) y C) <i>Anadara tuberculosa</i> y <i>Megapitaria squalida</i> (Laguna Manuela) (n=12 por especie). Fuente: Google Earth®, 2020.....	40
Figura 12. Obtención, almacenamiento y procesamiento (en laboratorio) de las muestras de las siete especies de bivalvos procedentes de las costas de Baja California, en México.	46
Figura 13. Número de MPs promedio por individuo (A) y por gramo de peso húmedo de tejido blando (B) de siete especies de bivalvos provenientes de las costas de Baja California, México. Barras con distintas letras demuestran diferencias estadísticamente significativas de acuerdo con la prueba de comparación múltiple de Tukey-Kramer ($p < 0.05$).	52

Figura 14. Composición (porcentaje) de las diferentes partículas, A) clases de tamaños, B) formas y C) colores de los microplásticos presentes en los tejidos de las siete especies de bivalvos provenientes de las costas de Baja California.	58
Figura 15. Fotografías de los microplásticos presentes en los tejidos de las siete especies de bivalvos analizados provenientes de las costas de Baja California, México. A-E (fragmentos), F-H (fibras), I-J (espumas) y K-L (pellets). Imágenes tomadas con cámara digital Celestron (10-150X).	59
Figura 16. Resultados gráficos de los porcentajes de microplásticos encontrados en agua, sedimentos y efluentes de las PTAR´s en Bahía de Todos Santos, se muestran las posibles actividades en la zona aledaña (costa) además de ser consideradas como fuentes de entrada y dispersión de microplásticos. Tomado de Ramírez-Álvarez et al., 2020.	61
Figura 17. Corrientes cálidas y frías en la región del Pacífico y ubicación del “gran parche de basura” con posible influencia y aporte de basuras plásticas a la costa mexicana de la Península de B.C. Tomado de Jonathan y colaboradores (2021).	63

Lista de acrónimos

B.C.= Baja California
BPA= Bisfenol A
CCS= Sistema de Corrientes de California
CONAPESCA= Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca
COP= Compuestos Orgánicos Persistentes
DDT= Dicloro Difenil Tricloro Etano
DBP= Dibutil Ftalato
DEHP= DI-(2-etilhexil) ftalato
DOF= Documento Oficial de la Federación
EPS= Poliestireno expandido
ER= Resina epóxica
FTIR= Espectroscopia Infrarroja Transformada de Fourier
GPGP= Gran Parche de Basura del Pacifico
HAP= Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos
HBCD= Hexabromociclododecano
INEGI= Instituto Nacional de Estadística y Geografía
IMPs= Ingesta dietética anual de microplásticos
MPs= Microplásticos
NPCG= Giro Central del Pacifico Norte
OEDE= Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico
ONG= Organización No Gubernamental
PA= Poliamida
PBDE= Difenil Esteres Polibromados
PEAD= Polietileno de baja densidad
PEBD= Polietileno de baja densidad
PCB= Bifenilos Policlorados
PET= Policloruro de vinilo
PP= Polipropileno
PROFECO= Procuraduría Federal del Consumidor
PS= Poliestireno
PTAR= Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
PUR= Poliuretano
PVC= Policloruro de vinilo
QA/QC= Control de Calidad y Aseguramiento de Calidad
SECTUR= Secretaria del Turismo

Resumen

Los microplásticos (MPs) son una preocupación emergente en los ambientes acuáticos debido a su pequeño tamaño (0.1-5000 μm); se ha demostrado que pueden ser ingeridos por distintos organismos dentro de la cadena trófica, especialmente aquellos que se alimentan por filtración, tal es el caso de los moluscos bivalvos. Los MPs presentes en los mariscos que la mayoría de las personas suele consumir en coctel o en su concha, pueden representar una amenaza para la seguridad alimentaria, por ello surge la necesidad de evaluar la presencia de los microplásticos en este tipo de alimentos. Este estudio cuantificó y cualificó los MPs presentes en los tejidos de siete especies de moluscos bivalvos (ostiones, almejas y mejillones) cultivados y silvestres, provenientes de las costas de Baja California y que son altamente comercializados en todo México. Los ejemplares fueron proporcionados por una comercializadora de Ensenada, Baja California. Posteriormente, fueron tratados en el laboratorio de Ecotoxicología utilizando el método de digestión oxidante con peróxido de hidrogeno al 30 % para degradar los tejidos blandos de los bivalvos. Se encontraron MPs en el 79.76 % de los bivalvos analizados. Las abundancias promedio de MPs fueron de: 1.42 ± 0.90 MPs/individuo y 0.25 ± 0.17 MPs/g en *Chioe cortezi*, 2.67 ± 1.87 MPs/individuo y 0.68 ± 0.41 MPs/g en *Tapes philippinarum*, 2.17 ± 1.53 MPs/individuo y 0.39 ± 0.30 MPs/g en *Mytilus galloprovincialis*, 1.67 ± 1.07 MPs/individuo y 0.22 ± 0.16 MPs/g en *Crassostrea gigas*, 0.67 ± 0.65 MPs/individuo y 0.03 ± 0.03 MPs/g en *Anadara tuberculosa*, 4.08 ± 10.11 MPs/individuo y 0.12 ± 0.26 MPs/g en *Megapitaria squalida* y 4 ± 5.38 MPs/individuo y 0.08 ± 0.12 MPs/g en *Dosinia ponderosa*. Únicamente se mostraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) en las abundancias de los MPs/g de tejido húmedo. El tamaño general promedio de los MPs fue de 812 ± 875 μm . Para las fibras, los tamaños fueron de $1,361 \pm 961$ μm , de 422 ± 657 μm para los fragmentos, de $1,999 \pm 1,367$ μm para las espumas y de 404 ± 291 μm para los pellets. Los MPs con tamaños < 500 μm fueron las más abundantes en las siete especies (de 25 a 80 %). Pudimos observar cuatro morfologías distintas: fibras (38 %) y pellets (35 %), siendo las abundantes en comparación con los fragmentos y las espumas. Los colores de los MPs fueron diversos, pero los blancos predominaron (30.5 %). Las abundancias de los MPs/g de tejido húmedo y la biometría de las almejas (peso húmedo del tejido y longitud de la concha) mostraron una relación significativamente inversa ($p < 0.05$). Esto sugiere, que los organismos con menores pesos y tamaños retienen una mayor cantidad de MPs en sus tejidos. Lo anterior se demostró en las tres categorías: para organismos silvestres y cultivados, para organismos infaunales y epifaunales, y para los que están en la Bahía de Todos Santos y del Alto Golfo de California, a excepción de la Laguna Manuela, en donde no se mostró relación alguna. Los cálculos de ingesta dietética anual de microplásticos por consumo de bivalvos (IMPs) fueron menores en la almeja *Anadara tuberculosa* (18 y 30 MPs/persona/año) y mayores en la almeja *Tapes philippinarum* (673 y 408 MPs/persona/año). Estos resultados sugirieron que la contaminación por microplásticos está muy extendida en los bivalvos comerciales del Pacífico Noroeste y del Golfo de California. Este estudio, sirve como base para continuar con este tipo de investigaciones en otras zonas costeras, en donde el cultivo y la extracción silvestre de esta importante fuente de alimentos es fundamental para la economía del país. Por lo tanto, también recomendamos una encuesta sistemática e integradora de la canasta de

mercado, en donde se considere la preferencia y los hábitos de consumo de los bivalvos por región, lo que ayudaría a conocer el grado de exposición humana a los microplásticos presentes en este tipo de alimentos.

Palabras clave: microplásticos, contaminación, bivalvos, consumo, Baja California.

Abstract

Microplastics (MPs) are an emerging concern in aquatic environments due to their small size (0.1-5000 μm); it has been shown that they can be ingested by different organisms within the trophic chain, especially those that feed by filtration, such is the case of bivalve mollusks. The MPs, present in shellfish that most people usually consume in cocktails or in their shell, can represent a threat to food safety, which is why there is a need to evaluate the presence of MPs in this type of food. This study quantified and qualified the MPs present in the tissues of seven species of bivalve mollusks (oysters, clams and mussels) cultivated and wild, from the coasts of Baja California and that are highly commercialized throughout Mexico. The specimens were provided by a marketer from Ensenada, Baja California. Subsequently, they were treated in the ecotoxicology laboratory using the oxidative digestion method with 30 % hydrogen peroxide to digest the soft tissues of the bivalves. MPs were found in 79.76 % of the analyzed bivalves. The mean abundances of MPs were: 1.42 ± 0.90 MPs/individual and 0.25 ± 0.17 MPs/g in *Chioe cortezi*, 2.67 ± 1.87 MPs/individual and 0.68 ± 0.41 MPs/g in *Tapes philippinarum*, 2.17 ± 1.53 MPs/individual and 0.39 ± 0.30 MPs/g in *Mytilus galloprovincialis*, 1.67 ± 1.07 MPs/individual and 0.22 ± 0.16 MPs/g in *Crassostrea gigas*, 0.67 ± 0.65 MPs/individual and 0.03 ± 0.03 MPs/g in *Anadara tuberculosa*, 4.08 ± 10.11 MPs/individual and 0.12 ± 0.26 MPs/g in *Megapitaria squalida* and 4 ± 5.38 MPs/individual and 0.08 ± 0.12 MPs/g in *Dosinia ponderosa*. Only statistically significant differences ($p < 0.05$) were shown in the abundances of the MPs / g of wet tissue. The average overall size of the PMs was 812 ± 875 μm . For the fibers, the sizes were $1,361 \pm 961$ μm , 422 ± 657 μm for the fragments, $1,999 \pm 1,367$ μm for the foams and 404 ± 291 μm for the pellets. MPs with sizes < 500 μm were the most abundant in the seven species (from 25 to 80%). We were able to observe four different morphologies: fibers (38%) and pellets (35%), being abundant in comparison with fragments and foams. The colors of the PMs were diverse, but whites predominated (30.5%). The abundances of the MPs / g of wet tissue and the biometry of the clams (wet weight of the tissue and length of the shell) showed a significantly inverse relationship ($p < 0.05$). This suggests that organisms with lower weights and sizes retain a greater number of MPs in their tissues. This was demonstrated in the three categories: for wild and cultivated organisms, for infaunal and epifaunal organisms, and for those in the Bahía de Todos Santos and the Alto Golfo de California, except for Laguna Manuela, where there is no showed any relationship. The calculations of annual dietary intake of microplastics by consumption of bivalves (IMPs) were lower in the *Anadara tuberculosa* clam (18 and 30 MPs/person/year) and higher in the *Tapes philippinarum* clam (673 and 408 MPs/person/year). These results suggested that microplastic contamination is widespread in commercial bivalves in the Pacific Northwest and the Gulf of California. This study serves as the basis for continuing with this type of research in other coastal areas, where the cultivation and wild extraction of this important food source is essential for the country's economy. Therefore, we also recommend a systematic and integrative survey of the market basket, where the preference and consumption habits of bivalves by region are considered, which would help to know the degree of human exposure to microplastics present in this type. food.

Keywords: microplastics, pollution, bivalves, consumption, Baja California.

Capítulo 1

Introducción

1.1. Plásticos (qué son, producción, tipos y uso por sector)

Actualmente vivimos en una época a la que los expertos la han denominado “*la era del plástico*”, si bien es cierto, es un hecho que hemos sustituido materiales naturales por sintéticos. Los plásticos son materiales que han proporcionado grandes beneficios para la sociedad al ser utilizados en una inmensa gama de productos de los que depende la sociedad moderna. Los plásticos son materiales elaborados con polímeros orgánicos sintéticos o semisintéticos derivados del petróleo o gas, y surgen de la polimerización de los monómeros extraídos de dichos productos. La producción de los polímeros involucra la adición de distintos aditivos químicos que les confieren características y propiedades particulares. Los plásticos son muy versátiles, sumamente ligeros, duraderos, resistentes a la corrosión, económicos y, por lo tanto, útiles para una inmensa gama de procesos de fabricación (Li *et al.*, 2016b; Retama *et al.*, 2016).

Los materiales convencionales, como el vidrio, el metal y el papel, se han reemplazado por materiales de plásticos, los cuales resultan rentables precisamente por sus características y a partir de la década de 1950, la producción mundial del plástico aumento exponencialmente de 1.7 millones de toneladas a 360 millones de toneladas para el año 2018 (Plastics Europe, 2019).

Los polímeros constituyen diversas clases de plásticos como son los siguientes: polipropileno (PP), polietileno de alta densidad (PEAD), polietileno de baja densidad (PEBD), policloruro de vinilo (PVC), polietileno tereftalato (PET), poliestireno (PS), los cuales representan el 90 % de la producción total de plástico a nivel mundial (Li *et al.*, 2016b).

Por sus propiedades, la mayoría de estos plásticos se pueden dividir en dos categorías: a) termoplásticos (que pueden moldearse repetidamente o deformarse cuando se calientan) y en estos se incluyen algunos como el polietileno (PE), polipropileno (PP), policloruro de vinilo (PVC) y poliestireno (PS); y b) los plásticos termoestables, los cuales una vez formados no se pueden volver a moldear por fusión, dentro de estos se incluyen al poliuretano (PUR) y la resina epóxica (ER) o recubrimientos. Es evidente que estos materiales tienen diversas ventajas, tanto para la conservación de alimentos, la eficacia de productos médicos, la seguridad eléctrica, el aislamiento térmico mejorado y el menor consumo de combustibles en aviones y automóviles, por mencionar algunos (UNEP, 2016; GESAMP, 2019) (Tabla 1).

Entre los sectores más importantes de la producción de plásticos a nivel mundial, para 2015 encontramos que la industria del embalaje representaba el 40 %, con una producción de 146 millones de toneladas por año, mientras tanto, la industria de la construcción se posicionó como el segundo sector más grande con una producción de 65 millones de toneladas cantidad que representa el 19 % (Figura 1). Con base en esta información se pone en evidencia que casi un tercio de la producción de resina plástica se convierte en material de empaque para el traslado y mercado de productos de consumo, que incluye artículos desechables de un solo uso y que actualmente son los que generan mayor cantidad de residuos plásticos.

Para la producción primaria de plástico, la mayor producción ha sido de polipropileno (PP), con 68 millones de toneladas por año, seguido del polietileno de baja densidad (PEBD) con 64 millones de toneladas (Figura 2) (Geyer *et al.*, 2017).

Tabla 1. Aplicaciones más comunes de los polímeros más utilizados. Fuente: GESAMP, 2019.

Polímero	Aplicaciones más comunes
Polipropileno (PP)	Cuerdas, tapas de botella, artes de pesca
Polietileno de alta densidad (PEAD)	Botellas de detergente, contenedores para agua, tubos
Polietileno de baja densidad (PEBD)	Bolsas plásticas, base de pañales, revestimientos para invernaderos, cortinas de baño
Poliéster (PES)	Fibras textiles
Polietileno Tereftalato (PET)	Botellas de bebidas, textiles
Cloruro de polivinilo (PVC)	Tuberías, cortinas de baño, contenedores, películas para envases.
Poliestireno (PS)	Utensilios, contenedores para alimentos

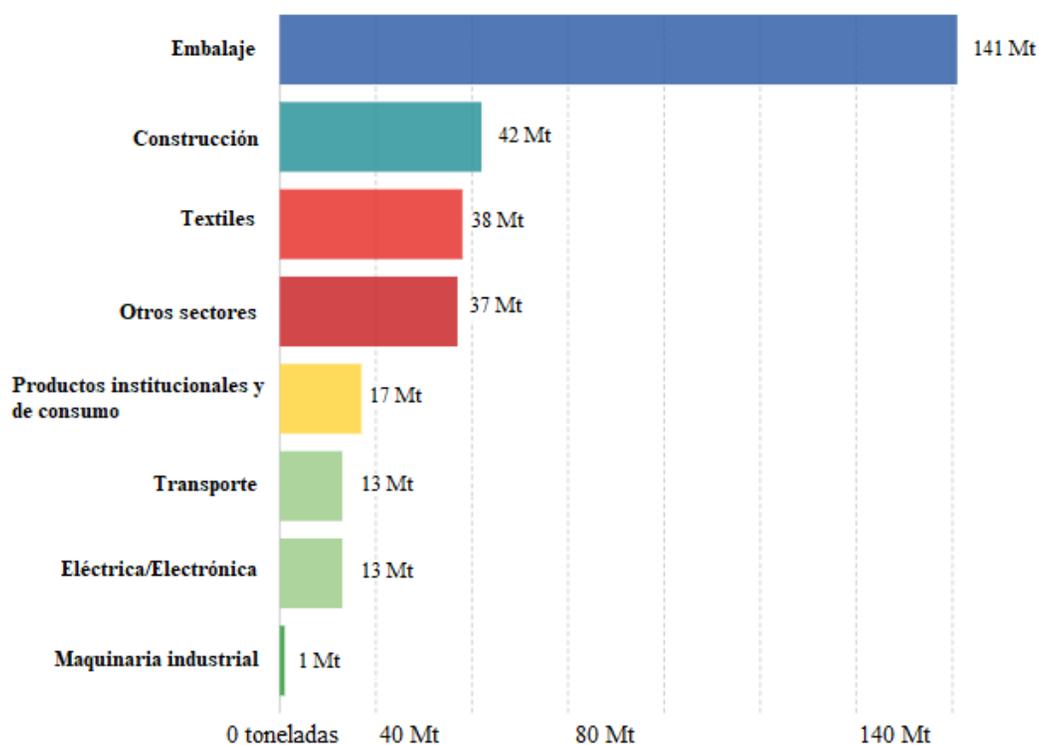


Figura 1. Producción primaria de plástico por sector industrial a nivel mundial, medida en toneladas por año, 2015. Fuente: Geyer *et al.*, 2017.

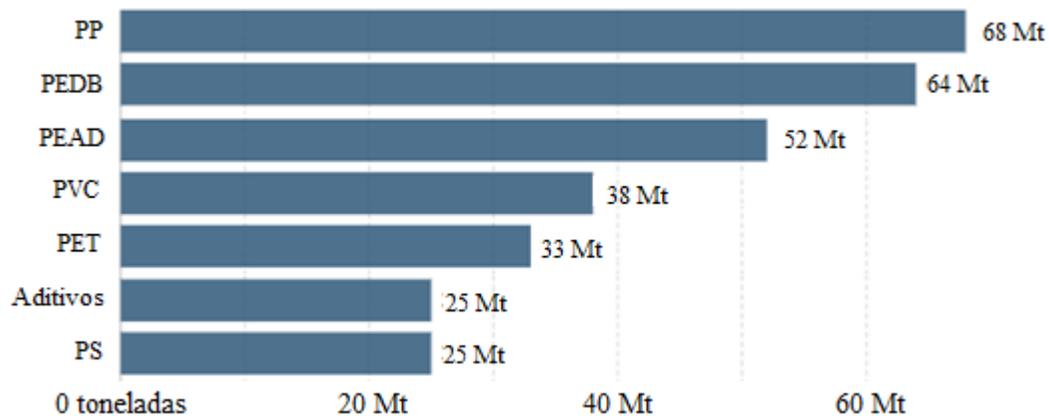


Figura 2. Producción primaria de plástico por tipo de polímero (se incluyen otros polímeros) medida en toneladas por año, 2015. Fuente: Gever *et al.*, 2017.

1.1.1. Degradación y fragmentación plástica en el océano (factores físicos, químicos y biológicos) / biodegradación

Los plásticos en el océano tienden a perder sus propiedades iniciales con el tiempo, al momento en el que suceden estos cambios dependerán de condiciones físicas, químicas y biológicas del ambiente en el que se encuentren expuestos. La degradación, se entiende como cualquier cambio indeseable en las propiedades físicas del material que ha estado expuesto a las condiciones ambientales (UNEP, 2016). Los plásticos derivados de productos naturales como el almidón, la quitina y la celulosa se degradan fácilmente en comparación con los polímeros a base de petróleo, esto debido a que contienen grupos funcionales a base de oxígeno y nitrógeno. Sin embargo, menos del 1 % de todos los plásticos en 2002 fueron hechos de materiales naturales (Au, 2017).

Si bien, los plásticos poseen características particulares como la durabilidad y la resistencia a la degradación; pueden fragmentarse gracias a diferentes factores y procesos ambientales como la luz ultravioleta, la mecanización de las olas, la abrasión física de los sedimentos o la degradación biológica. La degradación natural a menudo comienza con la fotodegradación y la incorporación de átomos de oxígeno en la superficie del polímero, lo que podría conducir a otras vías de degradación. La mayoría de los plásticos están expuestos constantemente a la luz UV y visible, y la degradación variará según la longitud de onda experimentada y el polímero en cuestión. La luz ultravioleta hace que se rompan muchos enlaces dentro de los plásticos debido a que la energía en la luz es similar a la contenida en los enlaces entre la mayoría de los átomos (Au, 2017). La degradación química es ocasionada por los procesos a los que se expone el plástico y son inducidos por reactivos químicos que entran en contacto con estos una vez que están dispersos en el océano, recordemos que en el océano existen mezclas de distintos contaminantes como metales, hidrocarburos, pesticidas, entre otros. Por otra parte, la degradación biológica solo puede suceder una vez que los plásticos sufrieron degradación química o física, ya que la estructura y el alto peso molecular de la mayoría de los polímeros plásticos los hacen resistentes al ataque microbiano y esto a su vez puede

permitir el desarrollo de estas comunidades sobre estos artículos plásticos, los cuales fungirían como un hábitat para ellos (Gray *et al.*, 2015).

Las tasas de biodegradación del plástico en los sistemas acuáticos son más lentas que las de los desechos plásticos en tierra, debido a la temperatura, la radiación solar y a la concentración de oxígeno disponible para inducir el estrés oxidativo (Au, 2017). Por un lado, la fragmentación no cambiará la densidad de los polímeros, sino que alterará sus tamaños (cambio en superficie específica), afectando por lo tanto el transporte y la distribución de los plásticos (GESAMP, 2016). De manera general, algunos plásticos han sido diseñados para ser más susceptibles a la degradación (plásticos biodegradables), en ellos las condiciones ambientales actúan de manera más activa. A menudo, la composición básica de este tipo de plásticos incluye productos más fácilmente asimilables, incluso en algunos casos se les añaden grasas vegetales, cuya persistencia en el medio acuático es muy reducida. La velocidad de la degradación de los plásticos depende a su vez de factores a los que se expongan, y por ende al comportamiento ambiental en el que se encuentren (UNEP, 2016; Rojo-Nieto *et al.*, 2017).

Cuando son depositados en playas, el plástico puede estar expuesto a una mayor radiación UV, al intemperismo y a la acumulación de calor, factores que convierten un escenario efectivo para la degradación del plástico. Por el contrario, en los fondos oceánicos donde los niveles de oxígeno y las temperaturas son extremadamente bajas, sumando la ausencia de radiación solar, la degradación es demasiado lenta. Una vez que los plásticos se depositan en el fondo marino o se entierran en sedimentos, es probable que permanezcan intactos indefinidamente (Figura 3) (Gray *et al.*, 2015; Rojo-Nieto *et al.*, 2017; GESAMP, 2019).

La biodegradación de los plásticos en el mar es difícil de estimar, pero algunos estudios han mencionado que surge forma lenta (Gomiero *et al.*, 2019). Una vez que el plástico degradado se fragmenta en partículas microscópicas, ya no podrá ser afectado por la meteorización física o la degradación UV, y esto a su vez dará paso a generar diferentes tipos de residuos como los: macroplásticos, microplásticos o nanoplásticos, los cuales se liberarán en el ambiente y podrán reincorporarse en las distintas matrices ambientales como los sedimentos, el agua o en los organismos (UNEP, 2016; Gomiero *et al.*, 2019).

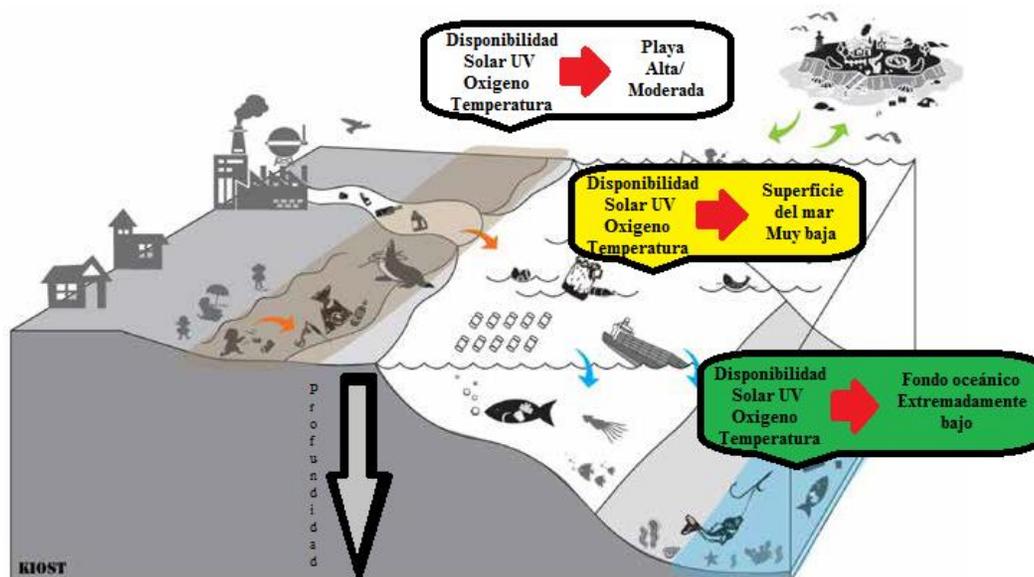


Figura 3. Factores que contribuyen a la degradación y fragmentación de las basuras plásticas en diferentes compartimentos ambientales. Fuente: tomado y modificado de UNEP, 2016.

1.2. Macroplásticos

La contaminación macroplástica se ha convertido en un problema mundial y es considerada como una de las formas más severas de contaminación en costas, océanos y cuerpos de agua dulce. Estos macroplásticos incluyen (envases, bolsas, botellas, empaques, juguetes y otros más) y sus efectos en el ecosistema han sido objeto de diversos estudios mundialmente. La presencia de estos artículos de gran tamaño significa pérdidas de valor estético de aquellos lugares donde están presentes, lo cual implica pérdidas económicas para industria del turismo. También implican una amenaza para numerosas industrias basadas en el mar o en zonas costeras (navegación, pesca, acuicultura, producción de energía, entre otras), debido a las pérdidas o daños a los equipos utilizados en estas actividades. Recientemente, esta problemática ha atraído una mayor atención pública y ahora está cubierta por distintas regulaciones internacionales. Como principal enfoque, se han destinado campañas de limpieza generalmente en las playas, y dado que existe una gran variabilidad geográfica en los niveles de contaminación, ha aumentado la dificultad de analizar los impactos potenciales, tales como los que se presentan en las ya conocidas islas de plástico, las cuales tienden a estar influenciadas por las corrientes marinas, y así, la dispersión de los plásticos aumenta con el tiempo, la producción y el destino de estos artículos. Los macroplásticos se definen generalmente como aquellos que tienen tamaños >25 mm - <1 m. Entre los efectos más comunes se ha distinguido la ingestión, lo cual genera obstrucción gástrica en la mayoría de los animales reduciendo sus formas de alimentación, lo cual puede llegar a provocar la muerte y, por otro lado, está el enredo, el cual es provocado generalmente por redes de pesca, bolsas plásticas y otros materiales que se sujetan a los cuerpos de distintos organismos provocando inmovilidad y eventualmente la muerte (Elías, 2015; Li *et al.*, 2016b; GESAMP, 2016, 2019).

1.3. Microplásticos

1.3.1. Definición y características físicas (tamaños, formas y colores)

La primera mención de plásticos de pequeño tamaño en el océano fue en la década de los setenta (Carpenter y Smith, 1972), desde entonces se ha presentado un gran interés científico en los microplásticos, ya que se ha demostrado que estos contaminantes están ampliamente distribuidos y son ubicuos en el medio marino. De acuerdo con la EFSA (2016), no existe una definición internacionalmente apropiada de lo que son los microplásticos; esto a su vez, conlleva a discutir diferentes opiniones de lo que realmente son (Figura 4). Generalmente, se han catalogado como partículas con un diámetro o longitud inferior a 5 mm desde 2015 por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA) de los Estados Unidos de América y la Directiva Marco de Estrategia Marina (MSFD) de la Unión Europea para fines de monitoreo y la implementación de directivas. Debido a esta definición arbitraria, también se ha recomendado categorizarlos como una mezcla heterogénea de materiales con distintas morfologías. Los investigadores, tienden a utilizar cinco categorías principales: fragmentos, microesferas, fibras, espumas y “pellets” en el rango de 0.1-5,000 μm , aunque la nomenclatura utilizada varía entre los grupos de investigación (Tabla 2 y Figura 5) (EFSA, 2016; Lusher *et al.*, 2017a). Existe una ventaja en el uso de estas categorías, ya que se ha demostrado que ayudan a la toma de decisiones o apoyan una investigación en particular. Los microplásticos suelen clasificarse además en cuanto a su tamaño y color. El tamaño representa un factor importante al estudiar estas partículas, ya que dicta la gama de organismos que puede afectar (Figura 4). Un aspecto importante por considerar es que los colores suelen presentarse en un amplio espectro, por lo que la diferenciación del color de una partícula suele ser subjetiva, esto conlleva a precisar más las metodologías de identificación de microplásticos. Es importante mencionar que debe haber precaución al momento de clasificar los microplásticos, ya que están expuestos en el ambiente, sujetos a varias condiciones que los hacen frágiles provocando fragmentación o decoloración, o incluso cuando se les incrusta biota, considerar estos puntos permitiría evitar sesgos en los resultados (Wright *et al.*, 2013; Elías, 2015; GESAMP, 2019; Wu *et al.*, 2019).

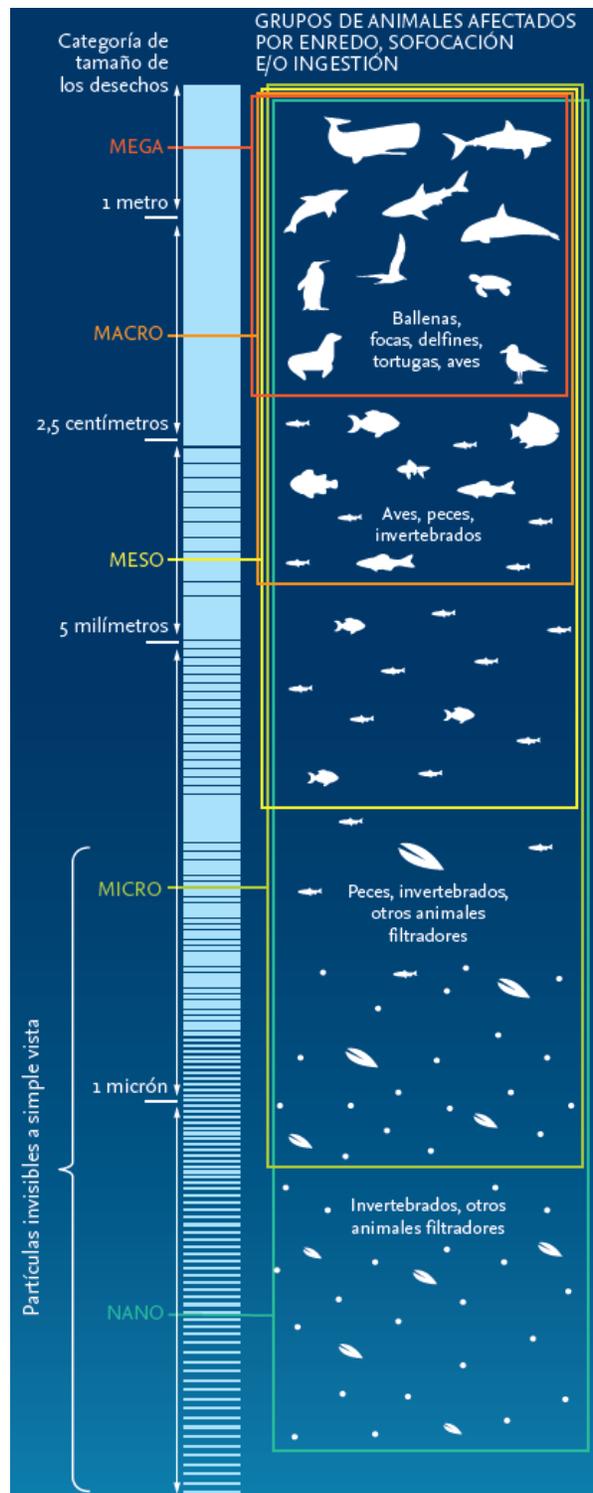


Figura 4. Categorización del rango de tamaños de los desechos plásticos y los impactos asociados según la escala de tamaño. Fuente: FAO, 2017.

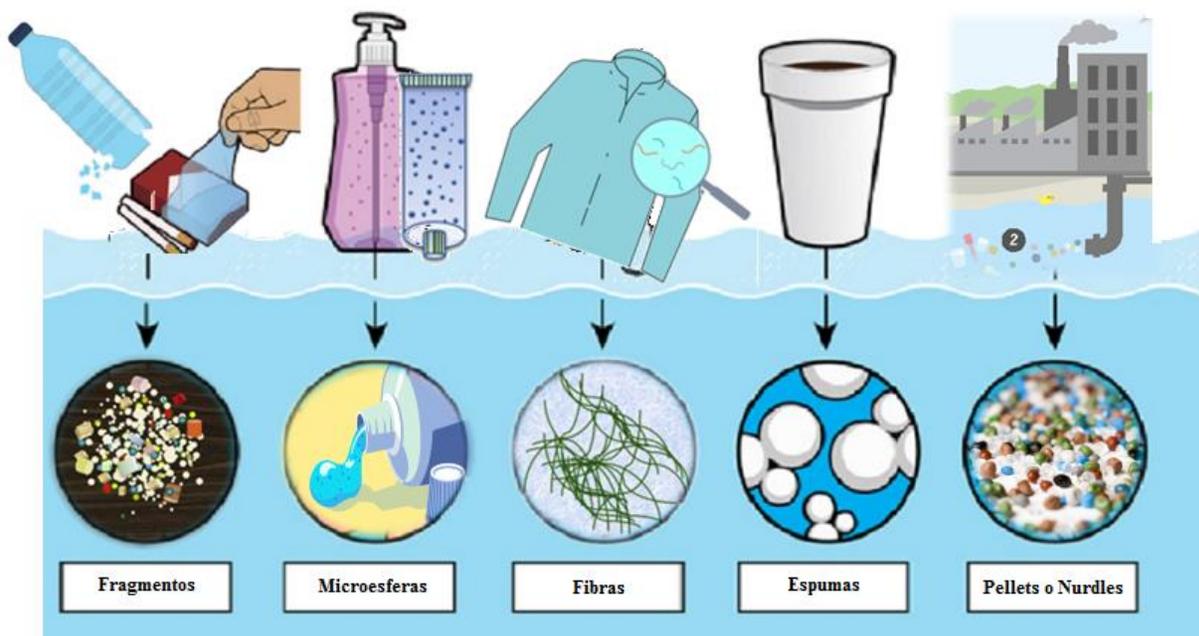


Figura 5. Categorización de los microplásticos según su forma. Fuente: figura modificada de <https://www.arocha.org/en/work/scientific-research/marine-coastal/microplastics-toolbox/media/>

Tabla 2. Términos que se utilizan para diferenciar cada categoría, así como las fuentes principales de cada uno. Fuente: modificada y adaptada de Lusher *et al.*, 2017a; Wu *et al.*, 2019.

Clasificación según la forma	Otros términos usados para describirlos	Fuentes principales
<i>Fragmentos</i>	Partículas irregulares, cristales, pelusas rígidas, escamas, “films” o películas transparentes	Derivan de la degradación de plásticos más grandes (botellas, utensilios, cajas, contenedores, entre otros)
<i>Microesferas</i>	Gránulos, microperlas esféricas	Utilizadas en productos de cuidado personal (pastas dentales, cremas o geles de limpieza facial)
<i>Fibras</i>	Filamentos, microfibras, hebras, hilos	Proviene del desprendimiento de fibras sintéticas de ropa o también de la degradación de redes de pesca, incluso del desgaste de neumáticos
<i>Espumas</i>	“Foams”, gomas	Proviene principalmente de contenedores de comida desechables, unigel, fomi para manualidades, EPS (poliestireno expandido)
<i>Pellets</i>	“Nurdles”, bolitas de resina	Proviene de la producción de pellets plásticos de preproducción, utilizados para fabricación de otros plásticos de mayor tamaño

1.3.2. Clasificación: microplásticos (primarios y secundarios)

Debido a su diminuto tamaño (<5mm), los microplásticos son considerados partículas biodisponibles (es decir, que pueden incorporarse con facilidad en los organismos) (Elías, 2015). El encuentro de los microplásticos en las distintas matrices ambientales acuáticas puede clasificarse en dos tipos; a) Microplásticos primarios y b) Microplásticos secundarios.

- a) Los microplásticos primarios son aquellos que se fabrican de menor tamaño (1 nm - 5 mm). Incluyen: i) pellets de resina de producción (2-5 mm de diámetro), que se utilizan como materia prima en la fabricación de otros plásticos de mayor tamaño, suelen estar compuestos por polímeros como el polietileno y polipropileno; ii) microesferas (<500 µm) incorporadas en productos cosméticos, de cuidado personal y hasta los que son empleados como vectores de medicamentos; y iii) depuradores industriales que se utilizan para la limpieza abrasiva de superficies.

La ruta de entrada de este tipo de microplásticos al medio ambiente dependerá de su aplicación: las microesferas de los productos cosméticos generalmente ingresarán a través de las aguas residuales e incluso directamente mediante el uso de protectores solares utilizados en actividades turísticas.

Los que se utilizan como materia prima industrial pueden ingresar por vertido accidental durante el transporte y el transbordo, o por escorrentía de las plantas de procesamiento.

Por último, también se tienen aquellos que se incorporan al ambiente por transporte atmosférico o por aguas residuales al ser pulverizadas pequeñas fracciones de plástico por diversos procesos (EFSA, 2016; Ogunola y Palanisami, 2016; Lusher *et al.*, 2017b; Rojo-Nieto *et al.*, 2017).

- b) Por otro lado, los microplásticos secundarios son el subproducto de la fragmentación de plásticos de mayor tamaño presentes en el ambiente y derivados de algunas actividades como las artes de pesca, la pintura de barcos, algunos materiales de uso en la acuicultura, de actividades recreativas o turismo, del desgaste de neumáticos y por transporte de productos plásticos en partículas finas. Existen diferentes vías de entrada de estos microplásticos como las siguientes: i) las fibras generalmente de textiles pueden ingresar a través de las aguas residuales después del lavado o al secarse pueden ser transportadas por el aire; ii) los plásticos utilizados en aplicaciones agrícolas sufren meteorización y pueden ingresar a través de la escorrentía superficial del suelo; iii) la abrasión de los neumáticos durante su uso genera microplásticos que ingresan al ambiente a través del aire y la escorrentía superficial; iv) las basuras plásticas sufren fragmentación y erosión en los vertederos por acción de la luz UV, y posteriormente serán transportados por aire o escorrentías superficiales y, v) la basura plástica erosionada en zonas costeras y playas, se entierra en los sedimentos o puede ser transportada por el agua. Los principales factores ambientales relacionados con la generación de los microplásticos secundarios son la exposición a la luz UV, la temperatura y la abrasión mecánica como el viento, las olas, las corrientes, la mordedura de animales y la actividad humana que puede romper el polímero en fragmentos pequeños (Lusher *et al.*, 2017b; Ogunola y Palanisami, 2016; Rojo-Nieto *et al.*, 2017).

La introducción de plásticos biodegradables también es una fuente de microplásticos, debido a que están compuestos de polímeros sintéticos tradicionales más almidón y aceites vegetales diseñados para reducir el tiempo de degradación. Sin embargo, si los plásticos se eliminan de manera inapropiada, el polímero sintético, que no es biodegradable, se acumulará y fragmentará en el ambiente (Li *et al.*, 2016b). Dada la persistencia en la naturaleza y los posibles efectos negativos sobre los cuerpos de agua, la vida silvestre, el ecosistema y la salud humana, la contaminación por microplásticos ha atraído mucha atención actualmente (Wu *et al.*, 2019).

1.3.3. Factores que afectan la biodisponibilidad de los microplásticos

La disponibilidad biológica (biodisponibilidad) es la proporción de la cantidad total de partículas/productos químicos presentes en el ambiente que está disponible para la incorporación por un organismo (Botterell *et al.*, 2019). Factores bióticos y abióticos pueden afectar la biodisponibilidad de los microplásticos a los organismos acuáticos, entre los que encontramos son:

a) Tamaño

El pequeño tamaño de los microplásticos corresponde a un factor clave para su biodisponibilidad hacia una amplia gama de organismos, ya que los pone a disposición de niveles tróficos inferiores. La mayoría de estos organismos (plancívoros) ejercen una selectividad específica entre partículas (alimento), por lo que pueden ingerir pasivamente cualquier cosa, incluyendo microplásticos durante el comportamiento normal de alimentación o confundirlos con una presa (Wright *et al.*, 2013). En este caso, los organismos de niveles tróficos inferiores (zooplancton e invertebrados), éstos pueden ingerir, filtrar y acumular microplásticos, los cuales pueden ser transferidos a niveles tróficos superiores al ser ingeridos por sus depredadores y por lo tanto pueden considerarse que son biomagnificables (Wu *et al.*, 2019).

b) Densidad

Así mismo, todos estos plásticos son más comunes de encontrar en la naturaleza, pero sobre todo en los ambientes acuáticos. La mayoría de los plásticos se consideran difíciles de degradar, por lo tanto, esto permitirá su persistencia en el medio ambiente dependiendo de las características de cada polímero (Li *et al.*, 2016b). Las diversas propiedades que tienen los polímeros influyen en su comportamiento en el medio ambiente. De estos, un aspecto más importante es la densidad en relación con la del agua de mar. Las densidades de estos varían de entre 0.90 a 1.39 (g/cm³) (Tabla 3). La densidad de agua pura es 1.00 y el agua de mar aproximadamente es 1.03 g/cm³, dependiendo de la temperatura y la salinidad, que varían geográficamente y respecto a la profundidad del agua. Teniendo en consideración estas características, se esperaría que el PE y PP floten en agua dulce. Sin embargo, la flotabilidad de una partícula u objeto plástico dependerá además factores tales como: el aire atrapado, las corrientes de agua y las turbulencias (UNEP, 2016).

Tabla 3. Propiedades de los distintos polímeros (que flotan o se hunden en el medio acuático, en función de su densidad). Fuente: GESAMP 2015; 2019.

Polímero	Densidad (g/cm ³)	Comportamiento
Polipropileno (PP)	0.90-0.92	Flotan
Polietileno de alta densidad (PEAD)	0.95	
Polietileno de baja densidad (PEBD)	0.92	
Agua de mar promedio	1.03	
Poliéster (PES)	1.37	Hunden
Polietileno Tereftalato (PET)	1.34-1.37	
Cloruro de polivinilo (PVC)	1.16-1.30	
Poliestireno (PS)	1.04-1.09	

La densidad de las partículas plásticas determinará persistencia en la columna de agua; por lo tanto, el tipo de plástico ingerido podrá variar entre cada organismo. Por ejemplo, los planctívoros, filtradores y los suspensívoros que habitan en la columna de agua superior, podrán encontrar plásticos de baja densidad (flotantes), como el PE o PP. Es importante mencionar que los microplásticos están influenciados por la incrustación biológica (bioincrustación), lo que conlleva a una disminución de la densidad y flotabilidad, lo que permitirá que se hundan. En el trabajo de laboratorio de Lagarde y colaboradores (2016) observaron una colonización de microalgas en partículas del PP al estar en contacto durante 20 días, lo que condujo a un aumento en la densidad (≈ 1.2), siendo que la densidad aparente de este polímero es de (0.90-0.92). De este modo, los microplásticos con estas características continuarán hundiéndose, al igual que los plásticos de altas densidades como el PVC, permitiendo así su disponibilidad para organismos suspensívoros bentónicos y detritívoros en la medida en la que se hundan y puedan llegar finalmente a los organismos bentónicos (Wu *et al.*, 2019).

c) *Abundancia*

Existe gran variabilidad en la concentración y cantidad de microplásticos registrados en el ambiente marino a nivel mundial. El aumento en la cantidad de microplásticos disponibles en el medio acuático, posibilitará en mayor medida que un organismo encuentre una de estas partículas y pueda sustituirlas como alimento, lo que probablemente daría paso a posibles efectos negativos para los mismos (Wright *et al.*, 2013). Lee y colaboradores (2013) demostraron que existe una disminución significativa en la fecundidad en dos generaciones del copépodo *Tigriopues japonicas*, expuesto a múltiples concentraciones de microesferas de poliestireno, además de observar una gran cantidad de sacos de huevos no desarrollados. La reproducción es un proceso energéticamente exigente y una nutrición insuficiente podría tener efectos sobre la fecundidad. Como podemos observar, estas evidencias han sido expuestas únicamente en estudios de laboratorio, y los expertos han mencionado continuamente que la mayoría de los microplásticos expuestos en estas pruebas, a menudo son diferentes a los cuantificados en el medio marino, particularmente en términos de concentración, formas, tipo y edad. Es por ello que, se ha sugerido que las investigaciones futuras deben incluir microplásticos que sean más representativos de los encontrados en el medio marino en concentraciones relevantes (Botterell *et al.*, 2019).

d) *Forma y color*

Estos atributos, contribuyen en mayor medida a la probabilidad de ingestión de microplásticos, debido a la semejanza de presas (alimento). Por ejemplo, algunos peces de importancia comercial y sus larvas son depredadores visuales, ya que se alimentan de pequeño zooplancton, esto a su vez permite que puedan alimentarse de microplásticos porque los confunden con sus presas. La ingestión microplástica causada por la semejanza alimentaria, también puede aplicarse a invertebrados pelágicos, ya que son depredadores visuales raptorales (Wright *et al.*, 2013). Estos microplásticos pueden ingresar al ambiente directamente a través de las plantas de tratamiento de aguas residuales en sus diferentes formas, entre las más comunes se encuentran las fibras, que son eliminadas de ropa sintética y en forma de microesferas, como las utilizadas en productos cosméticos. También pueden estar en forma de fragmentos irregulares, esto debido a la intemperie y a la degradación de los plásticos más grandes (Botterell *et al.*, 2019). En el estudio de Choi y colaboradores (2018) encontraron que las formas de polietileno irregular (6-350 μm) fueron fácilmente ingeridas por larvas de *Cyprinodon variegatus*, y que estas afectaron negativamente el comportamiento de natación en las larvas, disminuyendo la distancia total recorrida y la velocidad máxima. En el caso de las preferencias por ciertas coloraciones de alimentos confundidos por microplásticos, en el Canal de la Mancha, Reino Unido Steer y colaboradores (2017) encontraron predominancia de microplásticos azules (66 %) dentro de los tractos digestivos de 10 larvas de peces (2.9 %) y descubrieron que esto coincidía con la proporción de color de los microplásticos en el ambiente circundante, lo que sugiere que no existe discriminación basada en el color en el caso de las especies.

1.4. Principales fuentes de entrada de macro y microplásticos (terrestres y oceánicas)

Inicialmente, los microplásticos provenían de la abrasión, la degradación y la fragmentación física de fuentes de origen terrestre. Los microplásticos pueden generarse a partir de distintas

fuentes e interactuar con múltiples compartimentos ambientales (terrestres o acuáticos) como: agua dulce, agua marina, aguas subterráneas, la atmósfera, sedimentos y suelos, además de tener varias vías de transporte y transformación (FAO, 2017; Wu *et al.*, 2019).

Como material antropogénico, la contaminación plástica marina se origina en primer lugar de fuentes terrestres, contribuyendo estas con un 80 % de los desechos marinos, ya que se considera que las áreas más densamente pobladas o industrializadas son las principales fuentes debido al desecho de residuos sólidos (en especial de bolsas y empaques desechables plásticos), además de que son las principales fuentes de aguas residuales contaminadas (Li *et al.*, 2016b).

Las fuentes oceánicas aportan el 20 % restante de los desechos plásticos marinos, siendo la pesca la principal fuente, en especial la pesca fantasma. En este caso, como consecuencia del abandono o pérdida de aparejos (redes, líneas, boyas, etc.) que viajan a la deriva en los océanos atrapando accidentalmente numerosos organismos y dañando hábitats bentónicos (Li *et al.*, 2016b; Rojo-Nieto *et al.*, 2017).

1.4.1. Fuentes por sector

En la Figura 6 y 7 se muestra un resumen de los principales sectores productivos que se consideran fuentes principales de plásticos ambientales y los puntos de entrada típicos al océano.



Figura 6. Fuentes de plástico y microplásticos por sectores de uso. Fuente: GESAMP, 2016.

A) Productores / convertidores

- *Productores, fabricantes y recicladores de plásticos:* generalmente los pellets o nurdles de resina de preproducción de plástico se fabrican y transportan a una instalación de conversión donde el plástico se combina y procesa en productos útiles. Durante el transporte de gránulos de resina, existe la posibilidad de pérdidas accidentales de estos en tierra y mar. Los principales puntos de entrada son los ríos, costas y la atmosfera. Además, se considera un sector de importancia alta a media como fuente de entrada de este tipo de partículas al ambiente. Aunque existen programas para tratar de evitar dichas pérdidas, los pellets se encuentran en hábitats de agua dulce y marinos. Por ejemplo, Karlsson y colaboradores (2018) demostraron una primera estimación *in situ* de la liberación total de gránulos de preproducción (pellets de polietileno) desde un sitio de producción al entorno circundante, el sitio de estudio se ubica dentro del sistema de fiordos Orust-Tjorn en Suecia. Los resultados mostraron una liberación de entre 3 y 36 millones de gránulos al año, las partículas más abundantes eran de tamaños menores de 1 mm.

B) Consumidores sectoriales

- *Agricultura:* a lo largo del tiempo han existido diversos mecanismos potenciales mediante los cuales la agricultura puede ser una fuente de microplásticos. En la agricultura, los plásticos se utilizan principalmente para desarrollar y mantener condiciones específicas de microclima necesarias para mejorar el desarrollo de las plantas. Por ejemplo, los agricultores que fertilizan sus tierras con lodos de plantas depuradoras y composta aplican involuntariamente las partículas microplásticas contenidas en estos biosólidos. Por otro lado, los suelos agrícolas también reciben emisiones de microplásticos por el desgaste de llantas y macroplásticos fragmentados que ingresan al ambiente a través de la basura. Se considera que las principales fuentes de entrada son los ríos, las costas y la atmósfera. Este sector se considera con importancia de alta a media como fuente de microplásticos (GESAMP, 2016; Henseler *et al.*, 2019; Rodríguez-Seijo y Pereira, 2019).
- *Pesca:* distintas artes de pesca pueden perderse en el mar por accidente, abandono o eliminación deliberada en el medio marino. Entre los desechos plásticos derivados de estas actividades incluyen redes, trampas, cabos, cuerdas, flotadores, boyas, bandas de sujeción, cajas, bolsas de cebo, cuerdas para cebos empaquetados, guantes de goma, desechos de cocina y basura generada en los barcos. Los principales puntos de entrada son los ríos, las costas (puertos) y el mar. Este sector se considera con importancia de aporte alto a medio (GESAMP, 2016; FAO, 2017). Los plásticos de la industria pesquera son evidentes en distintos estudios de contaminación plástica ambiental, por ejemplo, Jang y colaboradores (2016), encontraron partículas de poliestireno expandido (EPS) dentro de mejillones que habitan en boyas de EPS y sus escombros.
- *Acuicultura:* el rol de la acuicultura en cuanto al suministro de alimentos del mar y de las aguas continentales va en aumento. La producción mundial en este tipo de actividad suele clasificarse como acuicultura continental y maricultura. Esta última

incluye operaciones de producción en el mar y en zonas intermareales. Para este tipo de actividad, las estructuras utilizadas se encuentran suspendidas en la superficie del mar (en aguas de 10 a 50 m de profundidad) o en zonas intermareales y submareales poco profundas, donde son colocadas en el fondo. Los materiales más utilizados en estas actividades son líneas o jaulas suspendidas en estructuras flotantes y pueden ser boyas de plástico (de polipropileno lleno de aire y poliestireno expandido, EPS), demás se requieren líneas de soporte (en su mayoría de plásticos flotantes) y jaulas de varios tipos (plásticos de red de filamentos finos y gruesos, flotantes o no flotantes). La pérdida de las artes de pesca utilizadas en la acuicultura puede ser por desgaste y enredo de estructuras, pero pocos estudios han informado sobre la causa y la cantidad de pérdidas o tipos de artes en el sector de la acuicultura. Por otro lado, las grandes pérdidas pueden deberse a tormentas (por el desprendimiento y roturas) (GESAMP, 2016; FAO, 2014; 2017).

- *Construcción*: se ha considerado que los vertidos potenciales relacionados con la construcción implican tres fases utilizadas para describir el ciclo de vida de la infraestructura: a) construcción, b) vida en servicio y c) desmantelamiento/demolición. Aunque se dispone de poca información sobre la importancia relativa de los distintos puntos de entrada del sector de la construcción al medio marino, está claro que este sector representa un uso importante de nuevos plásticos, contribuyendo con un 20 % de la producción anual mundial durante 2015 (65 millones de toneladas) (Geyer *et al.*, 2017). En comparación con los plásticos de un solo uso, los que se utilizan en la construcción deben tener una larga vida y propiedades ideales para que puedan utilizarse y se no se deterioren, ya sea por la exposición al calor, la luz UV o el oxígeno. Como puntos de entrada de microplásticos se encuentran los ríos, las costas y la atmósfera. El nivel de importancia como fuentes de entrada de microplásticos es considerado bajo (GESAMP, 2016).
- *Transporte terrestre*: aunque el transporte y la deposición atmosférica podrían ser una vía importante de contaminantes terrestres hacia el océano, se dispone de poca información sobre la presencia y distribución de estos microplásticos atmosféricos suspendidos en el aire. La atmósfera incluye tipos de procesos, por ejemplo; la velocidad y direcciones del viento, corrientes de aire (arriba/abajo), elevación por convección y turbulencia. Es por esto por lo que se consideran vectores importantes para efectuar el transporte de microplásticos y que influyen aún más en el mecanismo, flujo y la dinámica fuente-sumidero de la contaminación plástica en ambientes marinos y terrestres. Los puntos principales de entrada son los ríos, el litoral y la atmósfera con una importancia media en el aporte de microplásticos (Liu *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2020b).
- *Industria del transporte marítimo*: dentro de este sector se considera que los buques de transporte grandes, en donde la tripulación es numerosa, se transportan suministros durante varios meses. La generación de residuos por parte de estas actividades termina siendo constituido por desechos marinos si no se aseguran y almacenan adecuadamente. Datos históricos desde 1990 demuestran que los barcos actúan como una fuente importante de contaminación plástica del mar debido a la tradición

marítima de arrojar basura al mar (Hagen, 1990). Por otro lado, los desechos de carga de las bodegas en los buques (correas, embalajes, láminas de plástico, cajas, etc.) y las aguas residuales, se consideran como los principales desechos depositados en el medio marino por los buques mercantes y los cruceros. Estos artículos pueden desecharse accidentalmente debido a un mal manejo o condiciones climáticas desfavorables. También puede ser por la falta de instalaciones de almacenamiento adecuadas a bordo o por falta de instalaciones de recepción en los puertos. En respuesta a las preocupaciones mundiales sobre la contaminación marina se adoptó el Convenio Internacional para Prevenir la Contaminación por los Buques conocido como MARPOL en 1973. En el Anexo V del Convenio trata de la basura, su gestión y eliminación, el cual ha sido reconocido y entró en vigor el 1 de enero de 2013. Otro de los aportes principales de microplásticos por medio de este sector es la limpieza de los cascos de los barcos con abrasivos plásticos (resinas), de la cual resultan partículas plásticas que se liberan directamente en el océano. Se considera que este sector cuenta con dos puntos principales de aporte, los ríos y el mar. Tiene una importancia media como fuente de entrada de microplásticos (GESAMP, 2016; Čulin y Bielić, 2016).

- *Industria del turismo*: el turismo es un sector económico importante y se ha convertido en los últimos años en una industria global, y la Organización Mundial del Turismo (OMT) estima que existen más de mil millones de llegadas de turistas en todo el mundo. En este caso, muchos de los destinos turísticos populares son costeros y es razonable suponer que estas áreas de alta actividad turística son fuentes indirectas de desechos marinos. Por ejemplo, podría suponerse que las áreas de alto turismo son áreas de alto consumo de plástico, esto debido a una mayor concentración de personas. También se podría argumentar que la entrada de plástico aumenta, ya que los turistas mientras están fuera de sus hogares, podrían ser más propensos a utilizar plásticos desechables (botellas de bebidas, recipientes de comida y bolsas plásticas por lo general) en comparación con lo utilizado en sus hogares. En estos casos, la mayoría de sus recipientes pueden ser de vidrio o de plásticos con más usos como contenedores plásticos. Este sector considera como principales puntos de entrada a los ríos, litorales y mar, con importancia alta con fuente de entrada de microplásticos al medio marino (GESAMP, 2016).

C) Consumidores individuales

- *Envasado de alimentos y bebidas de un solo uso*: estos desechos en general son abundantes y son reportados como basuras en los ambientes acuáticos. El envasado de este tipo de alimentos es utilizado principalmente por conveniencia y para almacenamiento durante un corto tiempo. El consumo de comidas rápidas, así como las bebidas embotelladas normalmente se realizan fuera de casa, lo que conlleva a que la gestión de estos residuos sea ineficiente e inadecuada. Los puntos principales de entrada de estos materiales a los ambientes son los ríos y las costas, considerándose un sector de alta importancia para el aporte de microplásticos (GESAMP, 2016).

- *Cosméticos y productos de cuidado personal*: la mayoría de estos productos incluyen partículas microplásticas en sus ingredientes, y han sido utilizados ampliamente como agentes abrasivos y rellenos en una amplia gama de productos cosméticos, exfoliantes cremas faciales, pastas dentales y geles de ducha. Generalmente estos productos se han identificado como fuentes primarias de microplásticos para los ambientes acuáticos y un claro ejemplo de esto es lo reportado en el estudio de Napper y colaboradores (2015) en el cual se estima que se podrían liberar entre 4,594 y 94,500 microperlas de un exfoliante en un solo uso. Lamentablemente aún no existe una alternativa eficaz para la eliminación de dichas partículas plásticas por los usuarios a través de la gestión de residuos sólidos, ya que la mayoría pasa directamente a las aguas residuales y potencialmente al medio ambiente. Los puntos principales de entrada de este tipo de residuos son los ríos, las costas y el mar. Es uno de los principales sectores de aporte de microplásticos primarios, considerándose altamente importante (GESAMP, 2016; Anderson *et al.*, 2016).
- *Textiles y confección*: la contaminación por microplásticos causada por los procesos de lavado de textiles se ha considerado recientemente como la principal fuente de microplásticos primarios en los ambientes acuáticos dado que contribuye en un 35% a la liberación global de fibras sintéticas (De Falco *et al.*, 2019). Como muestra de ello Browne y colaboradores (2010) señalaron claramente como el lavado de ropa sintética podría ser responsable de la contaminación por microplásticos en ambientes acuáticos. En este trabajo se analizaron sedimentos recolectados en playas de todo el mundo (Australia, Omán, Chile, Filipinas, Portugal, Estados Unidos, Mozambique, Reino Unido, etc.) y descubrieron que las proporciones de fibras de poliéster y acrílicas utilizadas en la ropa, son similares a las que se encuentran en hábitats que reciben descargas residuales y las mismas aguas residuales. Estas fibras se transportan de la misma forma que las microperlas de los cosméticos a través de las aguas residuales. En la gran mayoría de las comunidades no se cuenta con un tratamiento de las aguas residuales y, por lo tanto, estas aguas contaminadas con microplásticos se descargan directamente a los ambientes acuáticos (GESAMP, 2016; De Falco *et al.*, 2019).

D) Gestión de Residuos

- *Residuos sólidos*: se considera que, si los elementos al final de su vida útil son gestionados dentro del flujo de desechos, estos no podrán contaminar ningún medio. Existen opciones de gestión de residuos, que van desde vertederos a cielo abierto, rellenos sanitarios, niveles de incineración, conversión de residuos en energía y/o reciclaje. Sin embargo, aun dentro de estos procesos de desechos, parte del material se escapa al medio ambiente. Un ejemplo claro es cuando se desecha en vertederos mal gestionados, lo cual provoca que dichos residuos sean transportados por los vientos y posteriormente entren en los ecosistemas acuáticos o bien, en algunos países existen vertederos ubicados en las costas lo cual los convierte en fuentes directas (GESAMP, 2016). Si bien sabemos que existen distintas fuentes y sectores que aportan infinidad de microplásticos a los ambientes terrestres y acuáticos, debemos

considerar aumentar el alcance y mejorar la calidad de la gestión de los residuos como uno de los pasos más importantes para poder reducir la entrada de desechos al océano y particularmente en países en desarrollo. Los expertos mencionan que esto dependerá de tener correctos sistemas e infraestructuras adecuadas de recolección de los residuos. Hopewell y colaboradores (2009) mencionan que el reciclaje es considerado como una opción de tratamiento preferido dentro de la jerarquía de desechos. Este proceso permite, que al final de la vida útil de cada artículo se tenga un nuevo valor dentro del proceso y que no solo se convierta o considere como desecho.

- *Aguas residuales*: como ya hemos visto todas las posibles fuentes de aporte de microplásticos a los ecosistemas acuáticos, nos damos cuenta de que las aguas residuales funcionan como medio principal para el aporte de microplásticos. Estos pueden entrar como artículos grandes y/o sólidos a los sistemas de aguas residuales por medio de los inodoros, en este caso se incluyen artículos como las microesferas añadidas en las pastas dentales y productos cosméticos, pañales, tampones, preservativos, toallas sanitarias, entre otros. Cuando estos materiales ya se encuentran en el ambiente acuático, tendrán el potencial de fragmentarse en pequeñas piezas que darán paso a la generación de microplásticos (GESAMP, 2016; UNEP, 2016).

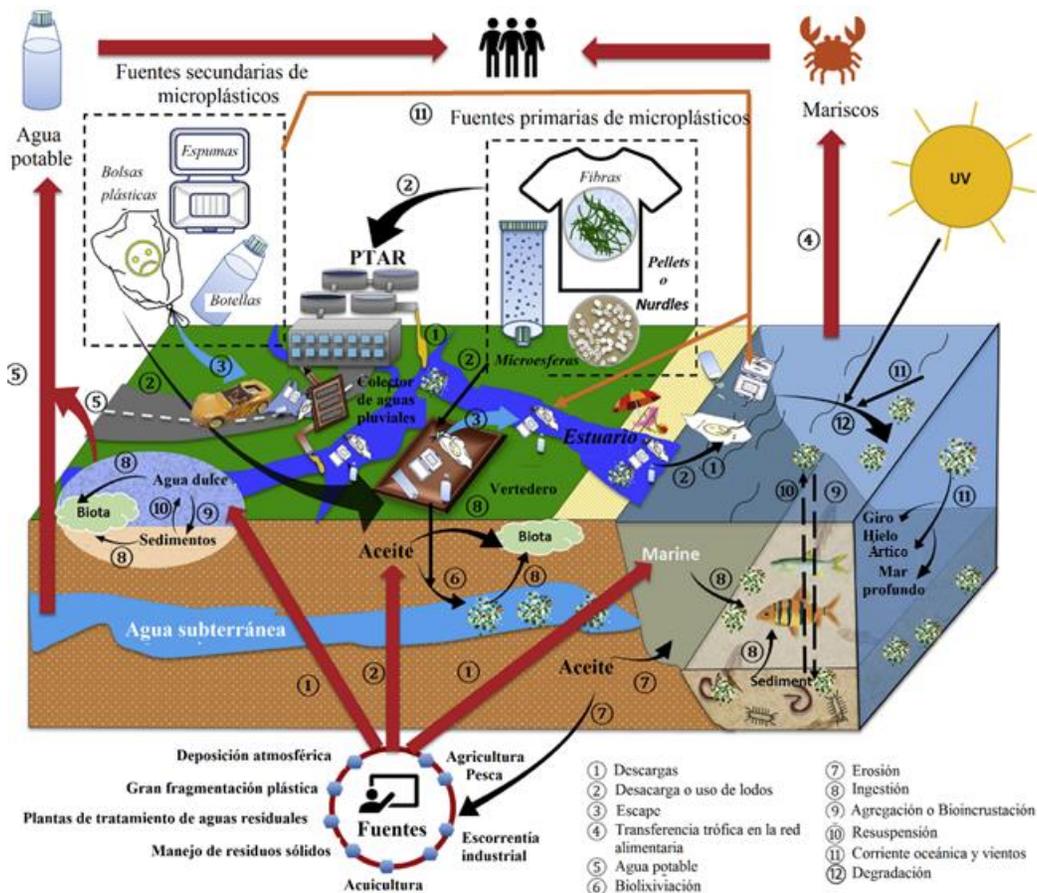


Figura 7. Fuentes, transporte, acumulación y destino de basuras plásticas en distintos compartimentos ambientales. Fuente: Wu et al., 2019.

1.5. Dinámica de distribución y transporte de los microplásticos en compartimentos ambientales

Es evidente que las masas de basura antropogénica en la superficie del mar, las costas y el fondo oceánico están aumentando constantemente. Diversos productos que están siendo degradados en estos ambientes se han vuelto numerosos y así mismo los desechos que flotan pueden ser transportados largas distancias debido a los vientos y corrientes predominantes (Figura 7). Se ha determinado que el plástico (95 %), es el principal componente de la basura acumulada en las costas, la superficie y en el fondo oceánico (Galvani *et al.*, 2015).

La distribución de los microplásticos en el océano está influenciada por la naturaleza, la ubicación de la fuente de entrada y por la posterior interacción compleja de procesos físicos, químicos y biológicos. Cada vez es mayor la información respecto a esto, pero aun así existen incertidumbres sobre la distribución espacial y temporal de los microplásticos. Así mismo, poder identificar las fuentes es importante para lograr obtener una evaluación precisa de las cantidades de plásticos microplásticos e incluso nanoplásticos que ingresan al océano, lo que proporcionaría información y datos clave sobre los puntos de acumulación, tanto regionales como locales de ocurrencia (GESAMP, 2015).

Los microplásticos suelen distribuirse en distintos compartimentos ambientales tales como: la superficie del océano, la columna de agua, las costas, el fondo marino y la biota (Figura 8). Los microplásticos pueden transferirse entre y dentro de los compartimentos ambientales y aunque actualmente estos procesos no son tan bien conocidos, es importante analizar cómo pueden relacionarse. El flujo de los microplásticos entre compartimentos es sumamente importante, ya que esto puede ayudar a comprender como es que, por ejemplo, los microplásticos pueden llegar desde la parte superior del océano hasta los sedimentos de las profundidades marinas. A su vez estos mecanismos de distribución y transporte pueden incluir algunos procesos ya sean, físicos (densidad), o mecánicos (biotransporte y bioincrustación) (Figura 8) (Rojo-Nieto *et al.*, 2017; GESAMP, 2016). También pueden influir diversos procesos oceanográficos como: tormentas costeras, convección en alta mar y subducción salina por mencionar algunas. Todos estos procesos ocasionan transferencias verticales y horizontales de grandes volúmenes de agua cargada de partículas plásticas (de distintas formas, tamaños y colores), contaminantes, otras basuras y materiales que podrán dispersarse desde las capas oceánicas menos profundas a las regiones más profundas (Woodall *et al.*, 2014).

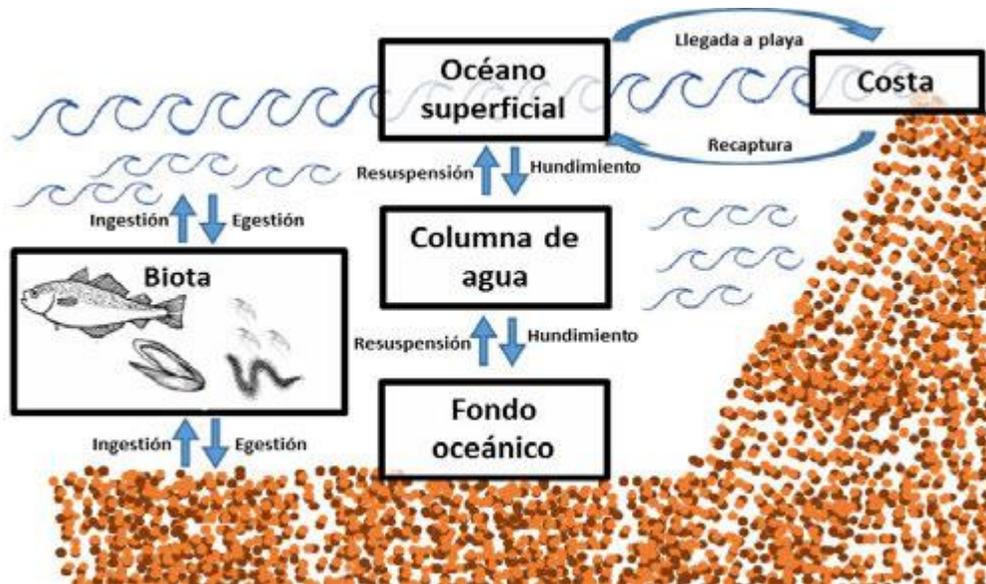


Figura 8. Distribución de los microplásticos en los distintos compartimentos ambientales. Fuente: Rojo-Nieto *et al.*, 2017.

1.6. Circulación oceánica, un factor importante para la distribución y transporte de los microplásticos

La dinámica de circulación de las aguas superficiales del océano se caracteriza por poseer un patrón muy amplio de corrientes (Figura 9), las cuales, tienden a dominar el transporte pasivo de cualquier objeto flotante. Este fenómeno es impulsado por una compleja interacción de los vientos (forzamiento atmosférico), la fuerza de Coriolis (accionada por la rotación de la Tierra) y la circulación termohalina (diferencias de densidad de temperatura y salinidad) (UNEP, 2016). Otro factor importante en la distribución de los plásticos flotantes es el viento, ya que los desechos plásticos que circulan por la superficie del agua están sujetos al efecto de fricción de las corrientes de aire que alteran la trayectoria de los objetos (Welden y Lusher, 2017). Por ejemplo, Debrot y colaboradores 1999 mencionan que cuando se compararon playas de barlovento y sotavento se demostró una clara disparidad en la abundancia de plástico, ya que las playas de barlovento experimentaron una mayor abundancia de plástico de hasta 24.2%. Otro estudio de Browne y colaboradores (2010) demostró que, en un Estuario de Tamar en Inglaterra, los sitios a favor del viento tenían niveles más altos de desechos plásticos fragmentados. El modelo desarrollado por Martínez y colaboradores (2009) predijo la acumulación marina en giros subtropicales, este sugirió que la acumulación de plásticos en zonas de convergencia se reduce durante los años de “El Niño”, debido a una disminución o reversión de los vientos alisios. Por el contrario, la acumulación de plásticos en la zona de convergencia es mayor durante los años de “La Niña”, que se caracteriza por vientos alisios más fuertes (Thevenon *et al.*, 2014).

Los macroplásticos y microplásticos pueden acumularse en algunas áreas debido a las condiciones imperantes, esto a su vez permite que los microplásticos suspendidos puedan ser transportados desde su punto de liberación hacia áreas remotas, e incluso acumularse en los giros oceánicos. Algunos modelos de circulación demuestran que los plásticos pueden estar

presentes en todos los giros oceánicos, ya que estos actúan como transportadores que recolectan y acumulan a estos desechos (ver Figura 10), en esta figura se muestra que antes de que las basuras marinas se dispersen, su densidad aumenta hasta 15 veces (Atlántico Norte y Océano Índico Sur), 30 veces (Atlántico Sur), 45 veces (Pacífico Norte) y 150 veces (Pacífico Sur). También se puede notar que existen dos regiones donde la mayoría de las basuras marinas se acumulan y convergen, estas son el Pacífico Norte (en Hawái y California) y en el Sur (que denota una densidad aún mayor) (IPRC, 2008).

Estudios referentes a la distribución de plásticos en el Pacífico son abundantes, sobre todo en la región de el “Gran Parche de Basura del Pacífico” (GPGP), que contiene el Giro Central del Pacífico Norte (NPCG) (Kaiser *et al.*, 1996). Para la región del Pacífico Sur, los estudios se han centrado principalmente en torno al giro oceánico, donde se ha registrado un incremento de basuras en la parte central (Eriksen *et al.*, 2014). En el Atlántico, se han realizado estudios a largo plazo, con monitoreo de periodos más extensos. Para la parte del Océano Índico, la distribución y abundancia de basuras plásticas no está suficientemente documentada, debido a que los datos obtenidos son pocos y se han obtenido a través del International Pellet Watch (Takada, 2006; Ogata *et al.*, 2009). Finalmente, en la región de los polos se han registrado evidencias de la presencia de microplásticos en muestras de hielo de regiones remotas en el Océano Ártico (en superficie y en las profundidades), esto principalmente se ha logrado a raíz de las investigaciones sobre calentamiento global y deshielo. A pesar de que los estudios en estas regiones son escasos, se ha documentado la presencia de plásticos en los estómagos de aves del Ártico canadiense (Goldstein *et al.*, 2012; Obbard *et al.*, 2014; Mallory *et al.*, 2006; Taylor *et al.*, 2016; Rojo-Nieto *et al.*, 2017).

Estas evidencias, demuestran que las tasas de acumulación varían ampliamente y están influenciadas por diversos factores ya sean físicos, químicos, biológicos, o incluso dependen de la presencia de ciudades, el uso de la costa, la hidrodinámica y las actividades marítimas (Galgani *et al.*, 2015).

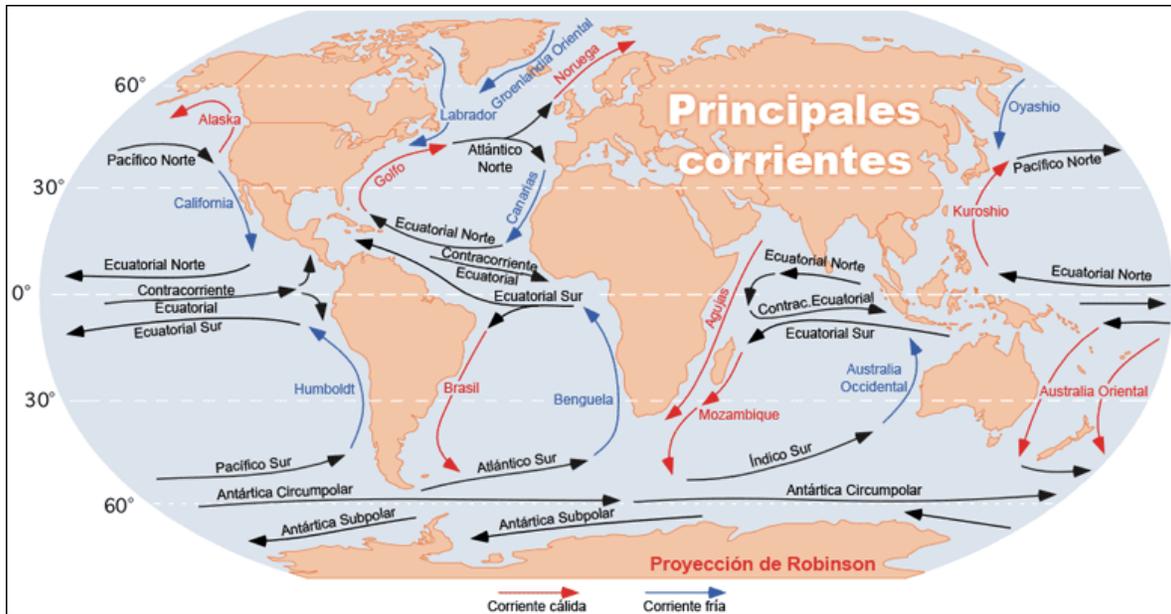


Figura 9. Patrón de flujo de las principales corrientes oceánicas superficiales. Las corrientes cálidas cercanas a la superficie se colorean en rojo, y en azul se representan las corrientes frías profundas. Fuente: Pidwirny, M. 2006. http://www.physicalgeography.net/fundamentals/8q_1.html

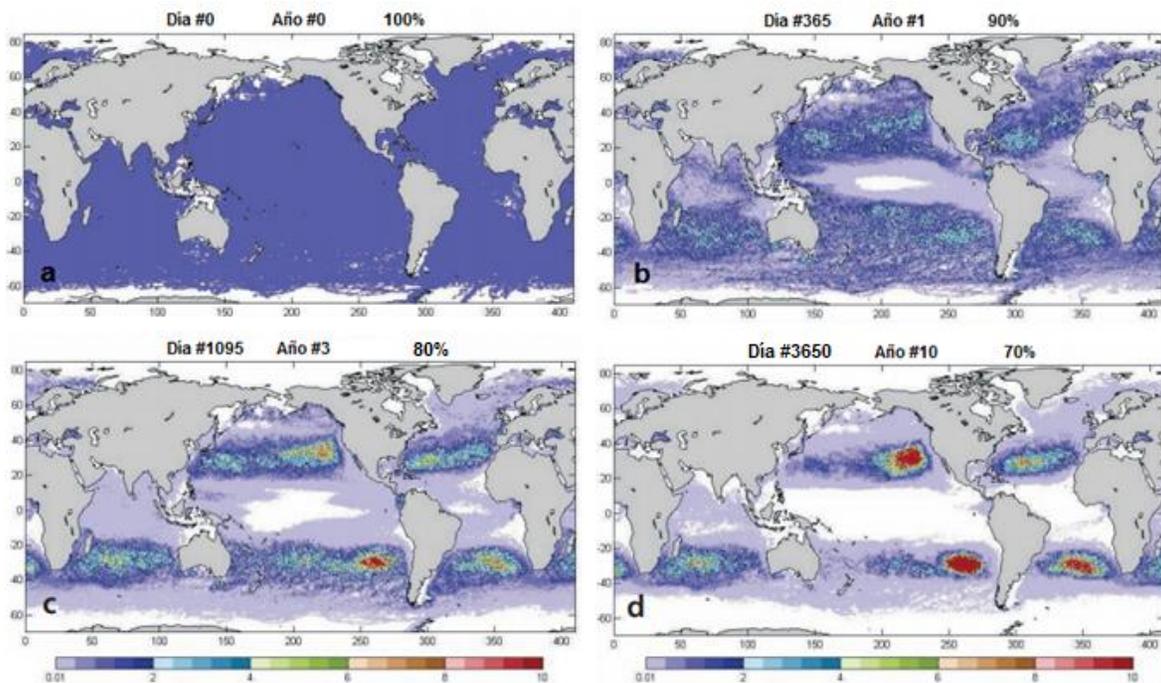


Figura 10. Las imágenes simulan la evolución de la densidad de las basuras marinas: a) desde un estado inicial (homogéneo), b) después de un año, c) después de 3 años y d) después de 10 años de advección por corrientes que terminan acumulándose en cinco de las regiones donde se encuentran los giros subtropicales oceánicos. Fuente: IPRC (International Pacific Research Center), 2008.

1.7. Asociación de los químicos en los plásticos y algunos de los efectos conocidos

La mayoría de los plásticos contienen una amplia variedad de sustancias que se les añaden durante su producción para modificar algunas propiedades tales como la maleabilidad, la resistencia a la degradación UV, la coloración, que sean buenos piroretardantes, entre otras. Estas sustancias, pueden liberarse de los plásticos dependiendo de las condiciones a las que estén expuestos en el ambiente, o incluso de las mismas que poseen los plásticos (temperatura, pH, las propiedades del aditivo añadido y las características del propio plástico) (Tabla 5) (GESAMP, 2016; Ziccardi *et al.*, 2016).

Los plásticos que están presentes en los ecosistemas acuáticos pueden acumular todo tipo de contaminantes tóxicos, permitiendo que estos sean vectores de transporte potencial de distintas sustancias. En general, los aditivos químicos, monómeros y otros contaminantes son tóxicos para ciertos organismos que se encuentran en contacto con estos compuestos. La contaminación por microplásticos y otros contaminantes en ambientes acuáticos es evidenciada cada vez más, y al mismo tiempo los efectos en los organismos que habitan en estos ecosistemas han demostrado que representan una gran amenaza para los individuos, para las redes tróficas y para la estructura de poblaciones y de comunidades (Thevenon *et al.*, 2014). Algunos estudios han demostrado que existen efectos toxicológicos significativos en las poblaciones humanas y animales a través de la ingestión, la inhalación y el contacto dérmico (Tabla 5). En general, los químicos adicionados a los plásticos durante su fabricación pueden liberarse en el ambiente con el tiempo, especialmente cuando el plástico comienza a degradarse (UNEP, 2016).

Diversos estudios realizados a nivel mundial han asegurado que los plásticos pueden provocar efectos directos o indirectos sobre la biota marina y la vida silvestre. Se sabe que los problemas más evidentes están asociados con la ingestión y el enredo de artículos plásticos de mayor tamaño (mesoplásticos y macroplásticos) (Thevenon *et al.*, 2014). También se ha visto con gran interés, los efectos que tienen los microplásticos sobre los organismos acuáticos, principalmente por las evidencias relativas a los efectos en cada eslabón de la cadena trófica. Los informes de GESAMP, (2015 y 2016) demostraron que una amplia gama de organismos marinos (invertebrados, peces, aves marinas, mamíferos etc.) están contaminados con microplásticos y que, a su vez, esta contaminación se transfiere a niveles tróficos superiores. Particularmente los organismos acuáticos están expuestos a diversos contaminantes por medio de distintas rutas de entrada (dérmica, ingesta e inhalatoria). En este caso, la alimentación de diversos organismos actúa como una vía elemental de transferencia a todos los niveles tróficos (debido a que existen distintas formas de incorporación) como la filtración, por deposición, la denominada activa y el transporte a través de las branquias (ventilación). Durante la alimentación de los organismos, los plásticos pueden actuar como parte de la dieta animal, reduciendo así la ingesta real de alimentos, lo que además puede causar; obstrucción del tracto digestivo provocando desnutrición, inanición o asfixia, lesiones internas y la muerte después del bloqueo del tracto intestinal. Como consecuencia también puede existir una disminución en las reservas energéticas de los organismos, disminución en el crecimiento y pérdida del éxito reproductivo. Además, los microplásticos pueden ser capaces de atravesar las membranas celulares hacia las células y

los tejidos, provocando una respuesta por estrés (inflamación o daño celular) debido a la presencia del agente extraño. Muchas veces la absorción, acumulación y eliminación de microplásticos dependerá del tamaño de la partícula, y, por ende, de los hábitos de cada organismo. Sin embargo, la información sobre los impactos y efectos de los microplásticos en condiciones naturales son escasos y la mayoría de los informes sobre este tipo de respuestas solo han sido reportados en experimentos de laboratorio (GESAMP, 2016; Derraik, 2002; Gregory, 2009; Thompson *et al.*, 2009; Thevenon *et al.*, 2014).

Por ejemplo, los contaminantes orgánicos pueden entrar en contacto con los microplásticos, ya sea durante su fabricación o por absorción en el agua de mar. Se ha reportado que en los océanos y en las áreas cercanas a la costa, las concentraciones de policlorobifenilos (PCB), plaguicidas organoclorados e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), oscilan entre 1 y 200 ng/g, 0.1 a 250 ng/g y 4 a 10,000 ng/g respectivamente (Bouwmeester *et al.*, 2015). Además, muchos contaminantes orgánicos son lipófilicos, lo que significa que se absorben fácilmente en la grasa de organismos, tales como: peces, mamíferos, aves, entre otros. Los plásticos tienen propiedades similares a las grasas naturales, actuando como una esponja que absorbe y concentra contaminantes (EFSA, 2016; UNEP, 2016). La proporción relativa de estos contaminantes varía mucho según el tipo de polímero presente y la aplicación prevista. Por ejemplo, el bisfenol A (BPA), es utilizado en la producción de policarbonato y algunas resinas epóxicas (revestimiento de contenedores de alimentos) y, cuando entra en contacto con el cuerpo, actúa como un estrógeno sintético y es fácilmente absorbido. En países desarrollados, la mayoría de la población humana tiene niveles detectables de BPA, pero el grado en que causa efectos en la salud es incierto (GESAMP, 2019). Así mismo, los ftalatos y el BPA pueden bioacumularse en los organismos, aunque existe variabilidad en la acumulación entre especies e individuos dependiendo del tipo de plastificante que se trate. Sin embargo, se aprecia que los factores de concentración suelen ser más altos para invertebrados (moluscos y crustáceos) que para vertebrados (Thompson *et al.*, 2009).

Los plásticos pueden ser agentes importantes en el transporte de contaminantes hidrófobos a organismos que habitan en sedimentos. Por ejemplo, Teuten y colaboradores (2007) estimaron que la adición de polietileno contaminado a sedimento aumenta significativamente la acumulación de fenantreno por la lombriz (*Arenicola marina*). Otros factores por considerar para la transferencia de compuestos orgánicos persistentes asociados a los microplásticos son los tiempos de retención intestinal y la fracción de microplásticos consumidos que se transportan del epitelio intestinal hacia los tejidos u órganos.

De manera general, el estudio de de Sá y colaboradores (2018) muestra una recopilación de 612 estudios relacionados con los efectos de los microplásticos en organismos acuáticos hasta noviembre de 2017, enfocados a estudios de laboratorio (52 %) y de campo (48 %). Entre los grupos de organismos estudiados se incluyen peces (44 %), siendo este grupo el más estudiado, también aves, anfibios, reptiles, mamíferos, grandes y pequeños crustáceos, moluscos, gusanos anélidos, equinodermos, cnidarios, rotíferos y poríferos. También es importante considerar que los peces son los organismos más estudiados en campo (23 % de todos los estudios), mientras que los organismos más estudiados en el laboratorio son pequeños crustáceos (17 % de todos los estudios). Los efectos ecotoxicológicos reportados

fueron: mortalidad, deterioro reproductivo, neurotoxicidad, biotransformación de enzimas, genotoxicidad y aumento de la acumulación de otros contaminantes. Otro aspecto importante en esta recopilación fue que los polímeros como el PE-23 % y el PS-22 %, son los más reportados en estos estudios, siendo que para estudios de campo los polímeros encontrados mayormente son el PE, PP, PES, PA y PS. Para los estudios de laboratorio únicamente se han utilizado polímeros de PS y PE en mayor medida y PP como polímero reciente. En cuanto a las formas de microplásticos encontradas en estudios de campo los más frecuentes han sido las fibras (23 %) y los fragmentos (21 %). También se han reportado esferas, películas y pellets en menor magnitud. En estudios de laboratorio las formas más comunes han sido las esferas (17 %). Los intervalos de tamaños más comunes fueron los de 800-1,600 μm (12 %) y de 200-400 μm en estudios de campo. En laboratorio se utilizaron con mayor frecuencia partículas con tamaños <50 μm .

Si bien, se asocia que la mayoría de las sustancias químicas tienen efectos adversos en concentraciones ambientales relevantes y en estudios de laboratorio específicos, se necesita realizar investigaciones que establezcan los efectos a nivel individual y poblacional en condiciones naturales. También es necesario establecer cuáles serían los efectos a largo plazo (exposiciones particularmente en embriones), y determinar los efectos de la exposición a mezclas de contaminantes interactuando con los microplásticos. Finalmente se requiere establecer el papel de los plásticos como fuentes de estos contaminantes, y las rutas de exposición (Meeker *et al.*, 2009; Oehlmann *et al.*, 2009; Thompson *et al.*, 2009).

Por ejemplo, algunos estudios reportaron los efectos combinados de los microplásticos con: a) compuestos orgánicos persistentes (COP) (PAH, PCB, difenil ésteres polibromados-PBDE y dicloro difenil tricloroetano-DDT). En los estudios sobre efectos combinados de la exposición de microplásticos con COP (PAH, PCB y DDT) se detectaron efectos genotóxicos y reproductivos (Herzke *et al.*, 2016; Rios *et al.*, 2007; Batel *et al.*, 2018). b) Disruptores endocrinos (17 α -etinilestradiol y bisfenol-A (BPA), que fueron estudiados por Chen y colaboradores (2017) y Sleight y colaboradores (2017). Ellos reportaron efectos genotóxicos, reproductivos y de comportamiento en los peces *Danio rerio* expuestos a microplásticos y la hormona sintética (17 α -etinilestradiol). c) Metales (plata, cromo VI y níquel). El estudio de Luis y colaboradores (2015) demostró los efectos adversos de microplásticos combinados con cromo VI, los cuales incluían neurotoxicidad y mortalidad en juveniles del gobio común (*Pomatoschistus microps*) de ambientes estuarinos. d) Antibióticos (cefalexina y triclosan). Browne y colaboradores (2013) reportaron un aumento de la mortalidad del anélido *Arenicola marina*, el cual se expuso a partículas de PVC y al antibiótico triclosan, mientras que Fonte y colaboradores (2016) observaron efectos como neurotoxicidad y cambios en la actividad enzimática cuando los juveniles del gobio común (*Pomatoschistus microps*) interactuaban con la cefalexina (de Sa *et al.*, 2018).

Por otro lado, también se ha demostrado que los contaminantes inorgánicos como los metales pueden ser absorbidos por los microplásticos cuando interactúan en el medio acuático. En el estudio de Holmes y colaboradores (2014) determinaron que la mayor adsorción de metales se da preferencialmente en gránulos plásticos varados (es decir, en aquellos que han estado expuestos a las condiciones del ambiente y han sufrido de intemperismo, desgaste y

adsorción de otro tipo de químicos o sustancias) y que en los gránulos vírgenes, la adsorción es menor debido a que no han sufrido algún tipo de desgaste y posiblemente esto provoque que los contaminantes no puedan penetrar fácilmente en la estructura de la partícula. También los autores, mencionan que la adsorción de los metales puede diferir entre ambientes, ya sea cuerpos de agua dulce o en agua de mar.

Actualmente existen pocos estudios que determinan la capacidad de los microplásticos para absorber otros contaminantes una vez dentro del organismo, lo que significaría que no habría efecto de los microplásticos como tal o incluso que actuarían como repelentes de otros contaminantes, lo cual a su vez representaría un efecto positivo. El estudio de Ferreira y colaboradores (2016) demostró que los microplásticos no tuvieron efectos combinados con las nanopartículas de oro presentes. Otro estudio en particular demostró que la exposición a las partículas de poliamida (PA) no mostró efectos negativos sobre *Daphnia magna* y que la combinación de (BPA+PA) condujo a una reducción de los efectos del BPA en fase acuosa (Rehse *et al.*, 2018).

En sí, el riesgo de impactos asociados dependerá de un sinnúmero de propiedades, incluidas: la cantidad de partículas que puedan estar presentes en dicho organismo, el tipo de partícula (polímero, tamaño, forma y edad), el tiempo de exposición a estas partículas y el tipo de contaminante asociados con el plástico presente; además se debe tomar en cuenta la fisiología y la historia de vida del organismo (GESAMP, 2016).

Estos estudios reflejan la importancia de continuar con investigaciones sobre los efectos a múltiples estresores en distintos organismos acuáticos. Estos conocimientos sin duda alguna servirían como base para poder implementar adecuadas evaluaciones de riesgos ambientales y humanos de este tipo de contaminantes emergentes (de Sa *et al.*, 2018). Por esto mismo, la interacción de cualquier sustancia química con los desechos marinos se ha convertido en una preocupación de particular importancia para la salud ambiental y humana (EFSA, 2016; Gomiero *et al.*, 2019).

Tabla 4. Aditivos químicos comunes en plásticos, función y efectos. Fuente: tomado y modificado de GESAMP, 2016 y GREENPEACE, 2016.

Abreviatura	Nombre completo	Función	Efectos
BPA	Bisfenol A	Monómero, empleado en la producción de policarbonato y resina epoxi	Disruptor endócrino (altamente tóxico para el desarrollo del feto o bebés, en humanos)
DBP	Dibutil ftalato	Agentes anti-agrietamiento en esmalte de uñas	
DEP	Dietil ftalato	Suavizantes para la piel, fijadores de color, fragancias	Algunos ftalatos son tóxicos para la reproducción. Otros pueden causar daños en el hígado en dosis altas en humanos
DEHP	Di-(2-etilhexil)ftalato	Plastificante en PVC	
Ftalatos	Ésteres de ftalatos	Mejoran la flexibilidad y durabilidad	
HBCD	Hexabromociclododecano	Pirorretardante (demora la combustión y retrasa la propagación de las llamas en vehículos, textiles, electrónicos y edificios.	En humanos se encuentra en la sangre, plasma, leche materna y tejido adiposo. Es más probable que se encuentre en embriones y niños menores de un año mostrando daños neuroendócrinos. Es muy tóxico para organismos acuáticos
PBDEs	Ésteres difenólicos polibromados (formas penta, octa y deca) nonifenol	Estabilizador para PP, PS	Disruptores endocrinos (humanos y peces), especialmente en función tiroidea, afecta el desarrollo neurológico, la conducta, el sistema inmunológico y el hígado en humanos. El nonifenol es muy tóxico para la vida acuática provocando feminización en peces

1.8. Impactos sociales de los microplásticos (salud humana y seguridad alimentaria)

Mundialmente, la población humana ha sido dependiente de los recursos pesqueros, los cuales satisfacen nuestras necesidades de provisión de alimentos (proteínas y micronutrientes), seguridad alimentaria y reducción de hambre. La producción mundial de pescado ha crecido significativamente los últimos años, y con ello la acuicultura se ha convertido en uno de los sectores más desarrollados, el cual proporciona la mitad del producto de pescados y mariscos para consumo humano. La pesca y la acuicultura a pequeña

y grande escala representan una actividad esencial para las comunidades mundiales (FAO 2012; 2014). Es por ello, que la contaminación por microplásticos en productos del mar podría ser una gran amenaza para dichas industrias. Por lo tanto, es indispensable evaluar y comprender los impactos derivados de las capturas silvestres, así como de los recursos pesqueros cultivados (GESAMP, 2016).

A pesar de que existen evidencias sobre microplásticos en distintos eslabones de la cadena trófica alimentaria, los peces y los mariscos han adoptado particular interés debido a que son los principales productos en la dieta humana. Sin embargo, los niveles de microplásticos encontrados en peces (especialmente en carne) son desconocidos, debido a que generalmente las investigaciones suelen analizar solamente el tracto digestivo de estos organismos. Por otro lado, diversos estudios indican que los mariscos cultivados podrían tener una concentración mayor de microplásticos que los mariscos que están en ambientes silvestres debido a los materiales plásticos comúnmente utilizados en estas actividades. En realidad, la naturaleza omnipresente de los plásticos en los ambientes acuáticos y su potencial para dispersarse y concentrarse en productos del mar que sirven como alimento para los humanos, ha generado una gran preocupación de la ingesta inadvertida a través del consumo de alimentos del mar contaminados (GESAMP, 2016).

La seguridad alimentaria se describe en varias facetas (químicas, microfísicas y microbiológicas) de manipulación, preparación y almacenamiento de alimentos para poder prevenir enfermedades y lesiones (Hanning *et al.*, 2012). Como ya lo mencionamos anteriormente, los microplásticos pueden afectar la seguridad alimentaria actuando como contaminante o a través de los contaminantes químicos que pueden estar presentes en los mismos, los cuales serán transferidos a los alimentos de consumo. La seguridad de los alimentos debe cumplir y garantizar que estos sean seguros desde el punto de vista químico, físico o biológico, así mismo, debe garantizar el abasto y acceso de alimentos para la población en juego (GESAMP, 2016).

Las evidencias de efectos adversos del plástico en la población humana están siendo reportados cada vez más. Uno de los procedimientos para demostrar los posibles riesgos en salud humana ha sido el biomonitoreo (medición de concentración de contaminantes ambientales en tejido humano), el cual proporciona una medida integrada de la exposición de un organismo a contaminantes de distintas fuentes. Por ejemplo, las cargas corporales de los productos químicos utilizados en la fabricación del plástico están correlacionados con los efectos adversos en la población humana (anomalías reproductivas) cuando se utilizan ftalatos y BPA (Abidi *et al.*, 2003; Swan *et al.*, 2005; Swuan 2008; Lang *et al.*, 2008). Sin embargo, la interpretación de los datos de biomonitoreo es compleja, ya que se debe disponer de información referente a los niveles reales de dosis que se consideran tóxicas con base en los estudios experimentales en animales de laboratorio. Las investigaciones en animales sirven de base a los epidemiólogos para detectar el potencial de los efectos adversos en los seres humanos, y además desempeñan un rol fundamental en las evaluaciones de riesgos químicos (Thompson *et al.*, 2009). Con el enfoque de biomonitoreo, se ha demostrado que los ftalatos y el BPA, además de otros aditivos presentes en los plásticos y sus metabolitos, están presentes en la población humana. La exposición por ingestión, inhalación y contacto

dérmico son consideradas importantes rutas de exposición para la población en general (Abidi *et al.*, 2003; Rudel *et al.*, 2003; Koch y Calafat, 2009). Los resultados derivados de estos experimentos indican que los efectos perjudiciales en la población general podrían ser causados por exposiciones crónicas a dosis bajas (ya sea por separado o en combinación) y a una exposición aguda a dosis más altas (Thompson *et al.*, 2009).

Algunos estudios recientes han integrado en sus estudios la estimación de la cantidad de microplásticos que un ser humano puede ingerir a través del consumo de mariscos y otros alimentos. Generalmente, se consideran patrones de consumo consistentes a nivel mundial, como datos de la FAO o los que se generan en cada país (Dawson *et al.*, 2021). Es importante considerar que las evidencias sobre los efectos de los microplásticos en los seres humanos son aún limitadas y es necesario examinar la relación entre los aditivos plásticos y los efectos adversos en humanos, especialmente cuando los patrones de producción y los aditivos que contienen están en constante cambio, además de considerar confidencialidad en las especificaciones industriales que hacen que la evaluación de la exposición a estos contaminantes sea muy difícil (Thompson *et al.*, 2009).

1.9. Consideraciones generales en la selección de bioindicadores para el monitoreo de microplásticos en ambientes acuáticos

Ciertamente la preocupación por la ocurrencia, la cantidad y los efectos de la basura plástica en ecosistemas acuáticos de todo el mundo ha aumentado drásticamente, atrayendo bastante interés por parte de los gobiernos, de organizaciones no gubernamentales (ONG) ambientales, de la comunidad científica, de los medios de comunicación y del público en general (Fossi *et al.*, 2018). Se necesita de investigaciones en las que se aborden múltiples especies con diferente importancia ecológica, biológica y comercial para poder así descifrar cuales podrían ser las especies más aptas que reflejen de manera adecuada la ingestión de basuras plásticas marinas en el medio ambiente. Muchas veces, la cantidad por si sola de macro y microplásticos no puede reflejar el impacto potencial de la basura en los organismos y ecosistemas marinos. Estudios referentes a especies bioindicadoras integraría mejor la presencia espacial y temporal de este tipo de contaminantes en los ecosistemas acuáticos. Entonces, la selección e identificación de especies representativas de bioindicadores de basuras plásticas marinas a nivel mundial y regional permitirían medir la aparición de macro, micro e incluso nanoplásticos dentro de las especies y su entorno, además de poder comprender la amenaza que representa para los organismos la evaluación de otros contaminantes asociados, la acumulación de dichas partículas y cualquier efecto relacionado (Rochman *et al.*, 2013).

Como estrategia de selección de bioindicadores, es necesario que se utilicen especies centinelas adecuadas que permitan controlar los impactos de los desechos marinos en cualquier región del mundo, a fin de poder evaluar la amenaza que presentan estos desechos plásticos y con ello poder establecer políticas regionales en cuestiones de gestión de desechos marinos. Esto a su vez permitiría desarrollar métodos de muestreo correctamente estandarizados y protocolos armonizados para el establecimiento de un enfoque regional adecuado. En general, es importante considerar que para la selección de especies centinelas (bioindicadores), se debe cumplir con ciertos criterios específicos y responder a las

necesidades del monitoreo de varios hábitats acuáticos (considerando, por ejemplo; desde áreas costeras hasta mar adentro o ambientes bentónicos hasta aguas pelágicas) a diferentes escalas espaciales (Schwacke *et al.*, 2013). Además, el monitoreo de centinelas adecuados podría ayudar no solo a detectar la presencia de sustancias peligrosas, sino también a dilucidar los procesos tan complejos que impulsan la biodisponibilidad de ciertas sustancias y los mecanismos por los cuales dichas sustancias ejercen sus efectos nocivos.

Un centinela por definición, “es aquel que está asignado para advertir de un peligro”. Schwacke y colaboradores (2013) hablan de una especie marina centinela, y mencionan que es aquella que puede proporcionar una alerta temprana de los peligros para la salud existente o emergente del medio marino. En este caso, se consideran dos categorías importantes: 1) deben ser indicadores sensibles a contaminantes químicos, toxinas biológicas o patógenos debido a su capacidad para concentrar o integrar exposiciones dentro de una red alimentaria o ecosistema, y 2) deben ser organismos marinos con fisiología y dieta similar a la de los humanos, esto proporcionaría una alerta temprana de posibles efectos adversos para la salud, además de proveer de información sobre los mecanismos tóxicos de un agente peligroso específico. En los trabajos de Fossi y colaboradores (2018) y Schwacke y colaboradores (2013) se menciona que cada programa de monitoreo tiene sus propios objetivos dependiendo de la escala espaciotemporal y de las áreas por investigar.

Es importante considerar que no todas las especies centinelas se ajustan a todos los criterios, pero cada uno de los taxones futuramente estudiados como parte de un conjunto complementario de información, satisfará múltiples atributos (Fossi *et al.*, 2018). También la recopilación de información referente a estos temas emergentes ayudará en el diseño de estudios estadísticamente sólidos, facilitará la interpretación de resultados y brindará información relevante para aspectos de seguridad alimentaria a nivel mundial (Schwacke *et al.*, 2013).

Wesch y colaboradores (2016) mencionan que las fuentes de muestras para el monitoreo de microplásticos pueden incluir eventos de pesca deportiva, individuos cultivados o animales comprados en mercados de pescado. Algunas especies suelen capturarse de forma no selectiva, lo que en los muestreos a menudo da como resultados tamaños de muestra variables y una selección de especies aleatoria. Entre los componentes objetivo del muestreo pueden analizarse: el tracto digestivo (esófago, estómago, intestino) de organismos de tamaños grandes u órganos blanco (pulmones, riñones, cerebro, etc.), y especímenes enteros de individuos pequeños. En otros estudios se han considerado los microplásticos en las heces. Para un tamaño de muestra adecuado, el ICES (2015) y el MSFD-TSGML (2013) recomiendan 50 individuos por especie. Sin embargo, diversos estudios publicados difieren en los esfuerzos de sus muestreos debido precisamente a la falta de directrices sobre qué tamaño de muestra es apropiado para una correcta recopilación de datos reproducibles y sólidos.

1.9.1. *Los moluscos bivalvos, su importancia en México y su relación con los microplásticos*

El *Phylum Mollusca* representa a una gran diversidad de especies en el reino animal; se estiman 117,358 especies descritas en una clasificación evolutiva descriptiva, de las que la mayoría son acuáticas. Estos invertebrados poseen mayor número de especies (64,832) que los vertebrados (Castillo-Rodríguez, 2014). Dentro del *Phylum*, la clase Bivalvia es la segunda clase con mayor número de especies (aproximadamente 9,200) y está formada por especies comprimidas lateralmente provistas por dos valvas de concha y entre estas destacan los mejillones, los ostiones, las vieiras (o escalopas) y las almejas. Varias especies de este grupo tienen importancia económica por ser comestibles (Gosling, 2003).

La extensa distribución de la diversidad de moluscos en las costas de México permite determinar una alta riqueza de especies como principal variable descriptiva del país. De manera general, la estimación de moluscos bivalvos en México y el porcentaje total mundial reportado por Castillo-Rodríguez. (2014) en su informe sobre “Biodiversidad de moluscos marinos en México” establece que, para el Pacífico mexicano se reportan 670 especies y para el Golfo de México y Caribe 532 especies, con estos datos se declara un 6.01 % del total mundial de especies. Muchos de los moluscos bivalvos de importancia económica habitan generalmente en el litoral de los mares en aguas poco profundas, principalmente en playas rocosas y arenosas y lagunas costeras, por lo que una extensa plataforma continental favorece el establecimiento de sus poblaciones. La mayoría de estos organismos son utilizados como alimentos, si bien también tienen importancia industrial y farmacéutica gracias a algunas propiedades de las conchas, además, sirven como piezas de ornato o artesanías (Rios-Jara *et al.*, 2008). La utilización de los moluscos bivalvos representa sin duda una ventaja alimentaria ya que son una fuente de proteína animal saludable con altos niveles de ácidos grasos esenciales, lo que ha propiciado un aumento en el consumo de estos productos marinos (Maeda-Martínez, 2008). En relación con la importancia económica de moluscos, la norma mexicana (2011) establece 44 especies explotadas en México y la actividad económica de moluscos en México se sostiene con el 2.1 % de las especies (Castillo-Rodríguez, 2014).

Los organismos acuáticos que se alimentan por filtración y suspensión pueden encontrar microplásticos en la columna de agua (dulce o marina), confundirlos con alimentos e ingerirlos (Hantoro *et al.*, 2019). Los moluscos bivalvos son vulnerables a los contaminantes presentes en los ambientes estuarinos y marinos costeros abiertos en los que habitan, además de que estas especies se encuentran en niveles tróficos inferiores y se ubican dentro de los principales eslabones de la cadena alimentaria (Wesh *et al.*, 2016; Baechler *et al.*, 2019). Los mariscos como los bivalvos (ostiones, almejas y mejillones) se consumen enteros, y es por ello por lo que son de particular interés para evaluar los riesgos para la salud humana, en este caso, para poder estimar la cantidad de microplásticos a la que una persona puede estar expuesta cuando consume este tipo de organismos (Browne *et al.*, 2008).

1.10. Producción general (pesquera y acuícola) y consumo en México

México es uno de los países con mayor potencial para el desarrollo de la acuicultura y pesca debido a su diversidad de climas, su gran biodiversidad (12 %) y por albergar 12,000 especies endémicas. México cuenta con un mar territorial (12 millas náuticas) medido a partir de la

línea de costera en pleamar baja hacia mar adentro, así una zona económica exclusiva de 3, 149,920 km²; además, el país posee 11,122 km de costas y un territorio insular constituido por más de 2,500 islas. Del total del litoral, 7,828 km pertenecen al Océano Pacífico y del Golfo de México y Mar Caribe corresponden 3,294 km. Los sistemas costeros y marinos ocupan 12,500 km² (entre lagunas costeras y esteros) y 6,500 km² pertenecen a aguas interiores (entre lagos, lagunas y ríos) (INECC-PNUD México, 2017).

En el país, 17 estados abarcan los 11,122 km de litorales en el país y son los principales productores de pescados y mariscos. A nivel mundial, México ocupa en lugar número 17 en producción pesquera y el número 24 en producción acuícola. El volumen de la producción nacional en 2016 fue de 2.07 millones de toneladas, siendo 1,687,247 t (81 %) de captura y 397,712 t (19 %) de cultivo (acuicultura). Los datos de producción pesquera promedio anual por estado para el periodo de 2006-2014 arrojan: Baja California (100 mil t), Baja California Sur (145 mil t), Sonora (548 mil t), Sinaloa (283 mil t), Nayarit (29 mil t), Jalisco (22 mil t), Colima (28 mil t), Michoacán (18 mil t), Guerrero (9 mil t), Oaxaca (11 mil t), Chiapas (34 mil t), Tabasco (44 mil t), Quintana Roo (4 mil t), Yucatán (32 mil t), Campeche (39 mil t), Veracruz (78 mil t) y Tamaulipas (38 mil t) (Melgoza-Rocha *et al.*, 2017).

Los valores de consumo humano directo total (consumo nacional aparente por destino en peso desembarcado) son de 1, 618,313 t entre productos que se generan en el país y otros que son importados. En general, las cifras de consumo nacional per cápita de productos pesqueros (principales especies) en México durante 2018 fue de 12.91 kg/habitante. Sin embargo, en la base de datos de FAOSTAT (2018) se incluyen las cifras en cantidad de suministro de alimentos. En este caso se puede visualizar el consumo específico de moluscos (de 0.99 kg/persona/año). De acuerdo con la Procuraduría Federal del Consumidor (PROFECO), el 75 % de los mexicanos consumen camarones, el 77 % compran mariscos y pescados frescos, mientras que en las temporadas de cuaresma el consumo de estos organismos (una vez por semana) alcanza un 69 % (CONAPESCA, 2018; Consejo Mexicano para el Desarrollo Rural Sustentable, 2019; Hábitos de consumo de pescados y mariscos en Cuaresma y Semana Santa, PROFECO, 2010).

1.10.1. *Producción y consumo específico de bivalvos en México*

México ocupa el cuarto lugar en la producción de moluscos bivalvos en América Latina. La producción anual de ostión, almeja y mejillón en México corresponde a 70 mil toneladas, es por ello que este país es considerado como uno de los 10 productores principales de moluscos bivalvos en el mundo (COFEPRIS, 2019). A nivel mundial la actividad acuícola ha tenido un avance en el área de moluscos con resultados parcialmente buenos en el cultivo del mejillón, abulón y ostión, pero también se tienen hasta la fecha desarrollos para el cultivo de almejas (callo de hacha, mano de león, concha nácar y madre perla). La actividad ostrícola en México se desarrolla tanto en las costas del Pacífico como en las del Golfo de México, sin embargo, las características del desarrollo y tipo de cultivo difieren de una costa a otra. En el Golfo de México, los cultivos se consideran de tipo (semi-intensivos y extensivos) y en el Pacífico, los cultivos se consideran de tipo (intensivos) donde la biotecnología y sus insumos están más desarrollados (Baquero, 1984; INAPESCA, 2000; Maeda-Martínez, 2008).

La producción general de almejas y ostiones para el año 2016 fueron de 1,211 t de almejas y de 47,887 t de ostiones (CONAPESCA, 2017). La almeja, por su volumen de producción, se encuentra en el lugar número 12 y por su valor en el número 11. Las cifras de consumo humano directo reflejan 0.19 kg por año. Entre las principales entidades con producción de almejas son: Baja California Sur (62 %), Sonora (12 %) y Sinaloa (10 %). En el caso del ostión, su producción fue de 53,443 t, de las cuales 11,336 toneladas son de captura y 42,107 t corresponden a la acuicultura. Por su volumen de producción nacional, el ostión ocupa el lugar número 8 y por valor el número 18, así como un consumo humano directo per cápita de 0.41 kg. Los principales estados productores de ostión son: Veracruz (43 %), Tabasco (27 %), Nayarit (11 %) y Baja California Sur (4 %) (CONAPESCA, 2018).

Gracias a la estabilidad económica que presenta el país se dice que el consumo de moluscos bivalvos está al alcance de la población. Sin embargo, los ostiones y los mejillones son considerados como un alimento de lujo en el país. Estos productos forman parte de un mercado gourmet, lo cual implica que los consumidores posean cierto poder adquisitivo, pero dejando a un lado esto, muchas de las comunidades que habitan en las regiones costeras suelen consumir de manera coloquial y local dichos productos. Generalmente, los moluscos suelen consumirse de muchas maneras, aunque las más habituales son al natural, con limón, al vapor, en escabeche, o bien en guisos, con arroz, pastas o sopas y también en estofados de pescado. Una de las formas más baratas, fáciles y nutritivas de consumir moluscos es comerlos en conserva, por ejemplo, los mejillones, las navajas y los berberechos se compran y se comen en grandes cantidades gracias a las conservas enlatadas. El mejillón forma parte de cualquier platillo típico dentro de los mariscos y suele aplicarse como aperitivo (al vapor, en escabeche, o rebozado). Entre las principales zonas o centros de consumo del producto se encuentra el centro del país, en el cual el 35 % de la población los adquiere en tiendas de autoservicio y el 35 % prefiere adquirirlos en los mercados ambulantes (tianguis o ferias locales), por considerar que en estos puntos de venta se accede a productos más frescos (Hábitos de consumo de pescados y mariscos en Cuaresma y Semana Santa, PROFECO, 2010; ProChile-Información Comercial Estudio de mercado de Moluscos (Mejillones y Ostras) para el mercado mexicano, 2011).

Capítulo 2

Antecedentes

2.1. Investigaciones sobre contaminación por microplásticos en distintos compartimentos ambientales en México

Generalmente se ha realizado una extensa investigación para analizar la presencia, distribución y características de los microplásticos en distintas matrices ambientales de todo el mundo; sin embargo, México es uno de los países que está comenzando a visualizar la magnitud del problema de estos contaminantes dentro de sus ecosistemas ambientales tan diversos. De manera general, las investigaciones se han centrado en la presencia de microplásticos en las aguas superficiales, en playas y sedimentos, así como en hábitats marinos, de agua dulce y estuarinos de distintas regiones del país. Kuttralam-Muniasamy y colaboradores (2020a) revelaron, en su compilación de estudios en América Latina, que hasta 2020 se reportaron 12 estudios en México referentes a contaminación por microplásticos, los

cuales estuvieron disponibles y/o publicados a partir de 2016. Tal es el caso de Retama y colaboradores (2016) quienes reportaron la presencia de microplásticos en playas turísticas de la Bahía de Huatulco en Oaxaca encontrando de 48 a 69 fibras plásticas por cada 30 gramos de sedimento, estos resultados los atribuyen a la deriva de actividades turísticas y los vertidos de hoteles y restaurantes ubicados a lo largo de las playas. También Piñon-Colin y colaboradores (2018) analizaron sedimentos de 21 playas en la Península de Baja California y encontraron un promedio de 135 ± 145 partículas kg^{-1} , en su mayoría fibras. Otros estudios más recientes informaron que, en la Bahía de Todos Santos, B.C., se encontraron microplásticos en las aguas superficiales (fibras y fragmentos), sedimentos (fragmentos) y en los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales secundarias (PTAR), donde hallaron fibras con valores de 81 a 1,556 partículas m^{-3} (Ramírez-Álvarez et al., 2020). En Veracruz se evaluó el agua de dos arrecifes coralinos, dos ríos y de sedimentos en seis playas, encontrando nano, micro y macroplásticos en las distintas matrices ambientales (Narciso-Ortiz et al., 2020).

Por otro lado, también existen sistemas fluviales muy urbanizados en los cuales se ha demostrado la presencia de microplásticos, tal es el caso del río Atoyac en Puebla, donde se evidenciaron estas partículas como consecuencia de la alta densidad poblacional y zonas industriales (textiles y plásticos), las cuales, se sabe actúan como fuentes principales de microplásticos. La concentración promedio de microplásticos encontrada en los sedimentos del río Atoyac fue de 4,500 partículas kg^{-1} (Shruti et al., 2019).

En el caso de evaluación de animales acuáticos destaca Fossi y colaboradores (2017) quienes señalan que el tiburón ballena (*Rhincodon typus*) del Golfo de California catalogado en peligro de extinción, presenta una interacción potencial con macro y microplásticos, así como con otros contaminantes adsorbidos en estos materiales provenientes del zooplancton ingerido durante su alimentación.

Respecto a estudios que analizan especies de consumo, Martínez-Tavera y colaboradores (2021) encontraron fibras de poliamida, poliéster y celulosa sintética en el tracto gastrointestinal de la tilapia (*Oreochromis niloticus*) del río Atoyac en Puebla. Otro estudio informó que seis especies de peces (demersales y pelágicos) de alto consumo en Campeche presentaron una concentración de 1.31 ± 2.59 partículas/individuo (Borges-Ramírez et al., 2020). Mientras que Sánchez-Hernández y colaboradores (2021) reportaron un promedio de 4.72 fibras/organismo en peces del estuario de Tecolutla, Veracruz; también, se analizaron muestras de agua y sedimentos (con 452 fibras/7 L y 73 fibras/600 g respectivamente). En esta misma región se realizó otro estudio donde se encontró una concentración de 0.45 partículas/g de tejido húmedo en la almeja *Polymesoda caroliniana*, y se estimó una ingesta promedio de microplásticos al consumir almejas contaminadas es de 445 microplásticos/persona/año (Alvarado-Aguilar et al., 2018). En 2019, Greenpeace mencionó en su reporte, que en tres grandes ecorregiones del país (Golfo de California, Golfo de México y mar Caribe) se analizaron 755 muestras de tractos digestivos de peces comerciales de las cuales 411 (54 %) contenían microplásticos (Reyes-Bonilla et al., 2019).

Un estudio reciente y distinto a todos los anteriores, evidenció la presencia de microplásticos (fibras de polietileno) en la escorrentía de aguas pluviales (de 66 a 191 partículas L⁻¹) en una región semiárida en Tijuana, además, mencionan que este proceso contribuye de manera significativa en la introducción e incorporación de microplásticos en los cuerpos de agua (Piñon-Colin *et al.*, 2020). Además, el estudio más reciente muestra que en distintos ecosistemas terrestres contiguos a las tierras bajas de Oaxaca ya se encontraron microplásticos (1.53 y 1.49 g⁻¹ de suelo seco de fibras y fragmentos) (Álvarez-Lopezello *et al.*, 2021).

Además, se pudo confirmar la presencia de microplásticos en fuentes de agua potable gratuitas (18±7 fibras L⁻¹) en las estaciones del metro de la Ciudad de México (Shruti *et al.*, 2020a). En bebidas (refrescos, bebidas energéticas, té y cervezas) se detectaron microplásticos (fibras y fragmentos) en 48 de 57 muestras analizadas, con promedios de 40 ± 24.53, 14 ± 5.79, 11 ± 5.26 y 152 ± 50.97 MPs respectivamente, en México (Shruti *et al.*, 2020b). En 23 muestras de leche (5 marcas internacionales y 3 nacionales) se encontraron 6.5±2.3 MPs L⁻¹, entre fibras y fragmentos (Kutralam-Muniasamy *et al.*, 2020b). Con estas evidencias regionales, es evidente que los datos de las abundancias, las características y las rutas de entrada, así como dispersión de los microplásticos, son importantes para poder estimar la extensión de este problema emergente en el país y en todo el mundo.

Capítulo 3

Justificación

La entrada de plástico en el océano, por parte de los residuos generados en México se ha calculado de entre 0.01 y 0.25 millones de toneladas (Jambeck *et al.*, 2015). A pesar de la relevancia natural ecológica y económica de los ecosistemas acuáticos mexicanos, existe información limitada sobre la contaminación por microplásticos en las distintas matrices ambientales. México posee gran relevancia turística debido a su diversidad de ecosistemas y gastronomía, muestra de ello son sus playas con aguas cálidas y coloridas, arena suave y clima templado, que atraen a millones de visitantes cada año (Álvarez-Zeferino *et al.*, 2020). La OCDE y SECTUR, señalan que para el año 2016 el turismo representó el 8.5 % del PIB del país y que recibió cerca de 41 millones de turistas (OECD, 2017; SECTUR, 2018). Los ecosistemas acuáticos en México enfrentan grandes desafíos para su preservación y la regulación de sus actividades turísticas y económicas. De manera particular, la falta de normativas o de leyes existentes poco estrictas, así como la mala gestión de los residuos sólidos y de las descargas de aguas residuales, provocan contaminación en los distintos compartimentos ambientales. Por otra parte, la acción y presencia de procesos naturales (como las corrientes oceánicas, los desastres naturales, los vientos, etc.) contribuyen de manera conjunta a que los microplásticos puedan transportarse y acumularse en cualquier compartimento ambiental (Álvarez-Zeferino *et al.*, 2020). La presencia de microplásticos en los ecosistemas acuáticos representa un gran riesgo para la salud de los ecosistemas, para la fauna existente y para la salud humana. Por ello, es necesario realizar un monitoreo amplio de microplásticos, considerando que estas partículas se encuentran en los hábitats de los moluscos bivalvos, tanto cultivados como silvestres. Los moluscos marinos, forman parte de las pesquerías de mayor importancia en el país y, en el Pacífico mexicano, ya se están

realizando monitoreos en aguas y sedimentos de las zonas costeras más importantes, sin embargo, aún no se tienen datos de la presencia de estos contaminantes en fauna acuática de las costas mexicanas. En realidad, el consumo de bivalvos contaminados puede provocar enfermedades al consumidor, ya que particularmente los mariscos suelen consumirse en crudo o ligeramente cocidos, lo que los coloca en una categoría de productos pesqueros que requiere condiciones ambientales óptimas para evitar la transmisión de enfermedades durante su consumo, y reducir los riesgos potenciales para la salud del consumidor, y es por ello que la evaluación de microplásticos en los tejidos de los productos marinos tiene un valor científico de suma importancia (De Witte *et al.*, 2014; Zhang *et al.*, 2020a). Por lo anterior, el análisis de microplásticos en distintos ambientes naturales y organismos de consumo, además de brindar datos científicos de relevancia, permitirán proponer estrategias para reducir los riesgos al consumidor que resulta de la presencia de esta clase de contaminación en las diversas matrices ambientales y en este caso, con especial interés en productos alimenticios provenientes del mar. Esto representaría un paso importante para comprender a fondo que se debe actuar inmediatamente en materia de seguridad alimentaria. Es por ello que, un análisis de riesgo para la salud de los ecosistemas y para los que consumen estos alimentos podría dar paso a establecer políticas públicas como medidas de protección de una importante fuente de alimentos, así como promover la confianza entre los consumidores de que los mariscos son seguros para su consumo (Covernton *et al.*, 2019).

Pregunta de investigación

La diversidad de microplásticos presentes en los ambientes acuáticos de las costas alrededor del mundo, así como en los productos pesqueros que en sus aguas se producen, es una de las problemáticas ambientales y de salud humana actuales que se han puesto en evidencia en numerosos estudios científicos. En este sentido, ¿Cuál será la abundancia y tipos de microplásticos presentes en los tejidos de las siete especies de moluscos bivalvos que se producen y consumen en las costas de Baja California?

Hipótesis

Si la almeja de fango (*Polymesoda caroliniana*) de México y otros bivalvos alrededor del mundo contienen microplásticos, entonces otras especies de igual o mayor interés comercial (almejas, ostiones y mejillones) de las costas de Baja California presentarán microplásticos en sus tejidos.

Objetivos

- General
 - ✓ Evaluar la presencia de los microplásticos en siete especies de bivalvos de consumo humano provenientes de una de las zonas con certificaciones de calidad para el cultivo y aprovechamiento de este tipo de organismos en las costas de Baja California.
- Particulares
 - ✓ Cuantificar y clasificar los microplásticos presentes en los tejidos blandos de siete especies de bivalvos provenientes de las costas de Baja California.

- ✓ Determinar si las características biométricas (peso y tamaño) de los organismos inciden en la cantidad de microplásticos categorizados por tipo de producción, por hábitat y por zona de extracción.
- ✓ Estimar la ingesta dietética anual de microplásticos (**IMPs**) en la población mexicana considerando el consumo de los bivalvos de Baja California evaluados.

Capítulo 4

Material y métodos

4.1. Área de estudio y obtención de muestras

La península de Baja California está ubicada en el noroeste de México y se encuentra rodeada al oeste por el Océano Pacífico y al este por el Golfo de California (Figura 11). Posee aproximadamente 1,200 km de longitud, cubriendo un área de 143,600 km² con 3,000 km de costa. Está dividida políticamente en dos estados: Baja California (B.C.) y Baja California Sur (B.C.S.), que en conjunto poseen una población mayor a los 4 millones de habitantes, en 2020 (B.C.: 3,769,020 y BCS: 798,447 habitantes). En B.C., el 92 % de la población vive en asentamientos urbanos (>2,500 habitantes) y el 8 % en áreas rurales, mientras que en B.C.S., el 86 % de la población vive en asentamientos urbanos y el 14 % en áreas rurales (Piñon-Colin *et al.*, 2018 y INEGI, 2020).

Maeda-Martinez (2008) menciona que, en las costas del Pacífico mexicano, la acuicultura de bivalvos es mayor, ya que se explotan más de 54 especies. La producción acuícola específica de ostiones, almejas y mejillones es de 4 mil toneladas en Baja California, si bien en volumen esta cantidad no parece significativa, los organismos provienen de cultivos derivados de cuerpos de aguas clasificadas y certificadas como aptas para esta actividad (SepescaBC, 2016; COFEPRIS, 2019).

Existen seis cuerpos de agua con clasificación sanitaria para exportar moluscos bivalvos cultivados a Estados Unidos de Norteamérica. En las unidades de producción acuícolas (UPAs) se han diversificado las especies de cultivo, las cuales han reflejado bastante importancia económica, tal es el caso de: *Mytilus galloprovincialis*, *Crassostrea sikamea*, *C. gigas*, *Tapes* (= *Ruditapes*, *Venerupis*) *philippinarum*, *Chione succinta*, *C. cortezi*, *C. fructifraga*, *Panopea generosa* y *P. globosa*. En Baja California existen cinco zonas principales en las que se desarrolla la acuicultura: Bahía de Todos Santos, Bahía Erendida, Bahía de San Quintín y el Rosario, Laguna Manuela, Norte de Laguna Guerrero Negro y San Felipe (CESAIBC, 2012).

1. *Bahía de Todos Santos*: localizada a 100 km al sur de la frontera entre los Estados Unidos de América y en la costa noroeste de Baja California, México. Posee un área de 330 km², es una bahía pequeña de profundidad de 10 a 50 m en la mayor parte de la bahía, pero entre Punta Banda e Isla Todos Santos alcanza profundidades de hasta 400 m. La bahía tiene dos bocas que conectan con el Océano Pacífico, al noroeste, entre la Isla de Todos Santos y San Miguel. Diversos estudios mencionan que la circulación general de esta región se debe principalmente al Sistema de la Corriente de California, a los vientos y a las mareas. La influencia de la corriente de California es un factor importante que determina la abundancia de organismos pelágicos

(Mateos y Marinone, 2017). En esta región existe una entrada constante de efluentes tratados desde Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales, estos efluentes son considerados la principal fuente de agua dulce a la bahía. Además, está establecida una maquiladora de textiles al sureste de la ciudad y cercana a las PTAR's (Ramírez-Álvarez *et al.*, 2020).

2. *Alto Golfo de California*: esta zona posee una categoría de manejo, la cual se denomina Reserva de la Biosfera. Esta se ubica al noroeste de la República Mexicana, es compartida por los estados de Baja California y Sonora. Se encuentra a menos de 60 km de la frontera con los Estados Unidos de América, y posee una superficie total de 934,756.25 ha (CONANP, 2007). El Alto Golfo de California, por sus características hidrográficas, presenta una plataforma somera con una topografía irregular, con una serie de canales y ambientes estuarinos, ya que la salinidad decrece hacia la boca del Río Colorado. Las descargas del río satisfacían algunas necesidades de los ecosistemas terrestres y marinos, pero estos han sido modificados por la disminución de las descargas de aguas debido a un gran número de presas. Se han visto afectadas las poblaciones de peces, invertebrados y mamíferos marinos al alterarse los procesos ecológicos en la zona marina costera (Rodríguez-Quiroz, 2008).
3. *Laguna Manuela*: pertenece al municipio de Ensenada, B.C. a 720 km al sur de la frontera con los Estados Unidos y a 600 km al sur de la ciudad de Ensenada. La Laguna Manuela tiene una superficie total aproximada de 2,700 ha. Esta limitada al norte por la saliente o promontorio conocido como Morro de Santo Domingo y al sur por la barra de arena o dunas de arena que la separa de la Laguna Guerrero Negro. Estas dos lagunas, Manuela y Guerrero Negro, junto a la laguna Ojo de Liebre forman lo que se conoce como Complejo lagunar Ojo de Liebre. Dicha laguna desde hace más una década ha sido utilizada para el cultivo y engorda de bivalvos. En el ámbito nacional, es una de las entidades que da mayor apoyo a la economía (maricultura) por diversas razones: por poseer aguas costeras libres de contaminación y tener una serie de especies marinas aptas para consumo humano, factibles de cultivar y que poseen una gran demanda en los mercados nacional e internacional (Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera y Acuícola Laguna Manuela, S.C. de R.L. de C.V., 2015).

Ochenta y cuatro muestras de bivalvos individuales, que comprenden siete especies entre almejas, mejillones y ostiones fueron adquiridas en la **Comercializadora U&A Gourmet de SR de CV** ubicada en Ensenada, Baja California en México, en agosto de 2020 (Tabla 6). De acuerdo con la información proporcionada por dicha empresa, las siete especies pertenecían a las regiones de: la Bahía de Todos Santos a *Tapes* (= *Ruditapes*, *Venerupis philippinarum* o almeja manila, *Mytilus galloprovincialis* o mejillón del Mediterráneo y *Crassostrea gigas* u ostión del Pacífico, como especies cultivadas); el Alto Golfo de California (*Chione cortezi* o almeja arenera y *Dosinia ponderosa* o almeja blanca/mantequilla, como especies de vida silvestre) y de la Laguna Manuela (*Anadara tuberculosa* o almeja pata de mula y *Megapitaria squalida* o almeja chocolata, como especies silvestres). Dado que las características de contaminación de una especie pueden diferir según el tipo de hábitat, las especies analizadas se dividieron en dos grupos: a) ostión y mejillón, que viven en costas rocosas y se alimentan en la columna de agua (epifaunales) y b) almejas,

que viven en sedimentos y se alimentan en el agua de los poros de los sedimentos (infaunales).

Para fines del presente trabajo, se consideró retomar el nombre científico de la almeja manila como *Tapes philippinarum*, ya que la comercializadora proporciono la información de la especie y no la aceptada en el Registro Mundial de Especies Marinas (WoRMS; <http://www.marinespecies.org/>) como *Ruditapes philippinarum* (MolluscaBase eds. 2021). De igual forma, el nombre científico de la almeja arenera *Chione cortezi* fue proporcionado por la comercializadora, pero en la literatura se menciona que esta especie fue descrita por Carpenter (1864) y se conocía como *Venus gibbosula*. Dall (1903) revisó las especies de la familia *Veneridae* de la zona, y consideró que todos los nombres anteriores corresponden a la especie *C. fluctifraga*. Sin embargo, Keen (1958) reconoció a esta especie con el nombre que utilizamos en este estudio. Aunque en la literatura el nombre seleccionado no está aceptado en el WoRMS, los estudios en México tienen evidencias de que el nombre de la especie es la que se encuentra en la zona de interés en este estudio (Villarreal-Chavez *et al.*, 1999).

Los organismos fueron trasladados vía aérea del lugar de procedencia a la Ciudad de México, para posteriormente procesarlos en el laboratorio de Ecotoxicología de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. Todos los organismos venían envueltos y etiquetados por especie, cada uno fue lavado por el exterior con agua destilada previamente filtrada y envueltos con hojas de papel aluminio para poder conservarlos congelados (-20°C) hasta su posterior análisis (Figura 12).

4.1.1. Especies de interés para el estudio: su importancia, cobertura geográfica y producción dentro de la región de la Península de Baja California

Área de la Bahía Todos Santos

Ostión:

- a) *Crassostrea gigas* o conocido como “ostión japonés” es una especie de marisco endémica de Japón que cuenta con suma importancia ecológica y económica. Es una especie sésil intermareal sumamente tolerante a diferentes temperaturas del agua de mar (8 y 22°C) y rangos de salinidad (24 y 28 ups) (Grabowski *et al.*, 2012; Thomas *et al.*, 2020). Suele encontrarse en áreas costeras y estuarinas altamente productivas debido al aporte de agua dulce y alta carga de nutrientes. Se alimentan de seston (compuesto de bioeston y tripton) que nadan o flotan en el agua. los pequeños tamaños de microplásticos (<100µm) pueden formar parte del tripton y por lo tanto ser ingeridos por estos organismos (Cole y Galloway, 2015; Corami *et al.*, 2020). Además, crean sustratos de fondo duro que proporciona hábitat y protección a otros organismos permitiendo la colonización de hábitats submareales. Económicamente, la alta resistencia y rápido crecimiento (10 a 15 cm en 2 años) de *C. gigas* representan ventajas importantes para la industria de la acuicultura (Martinelli *et al.*, 2020). Esta especie se distribuye en Europa, Canadá, África del Sur, Tasmania, Nueva Zelanda, México y Rusia.

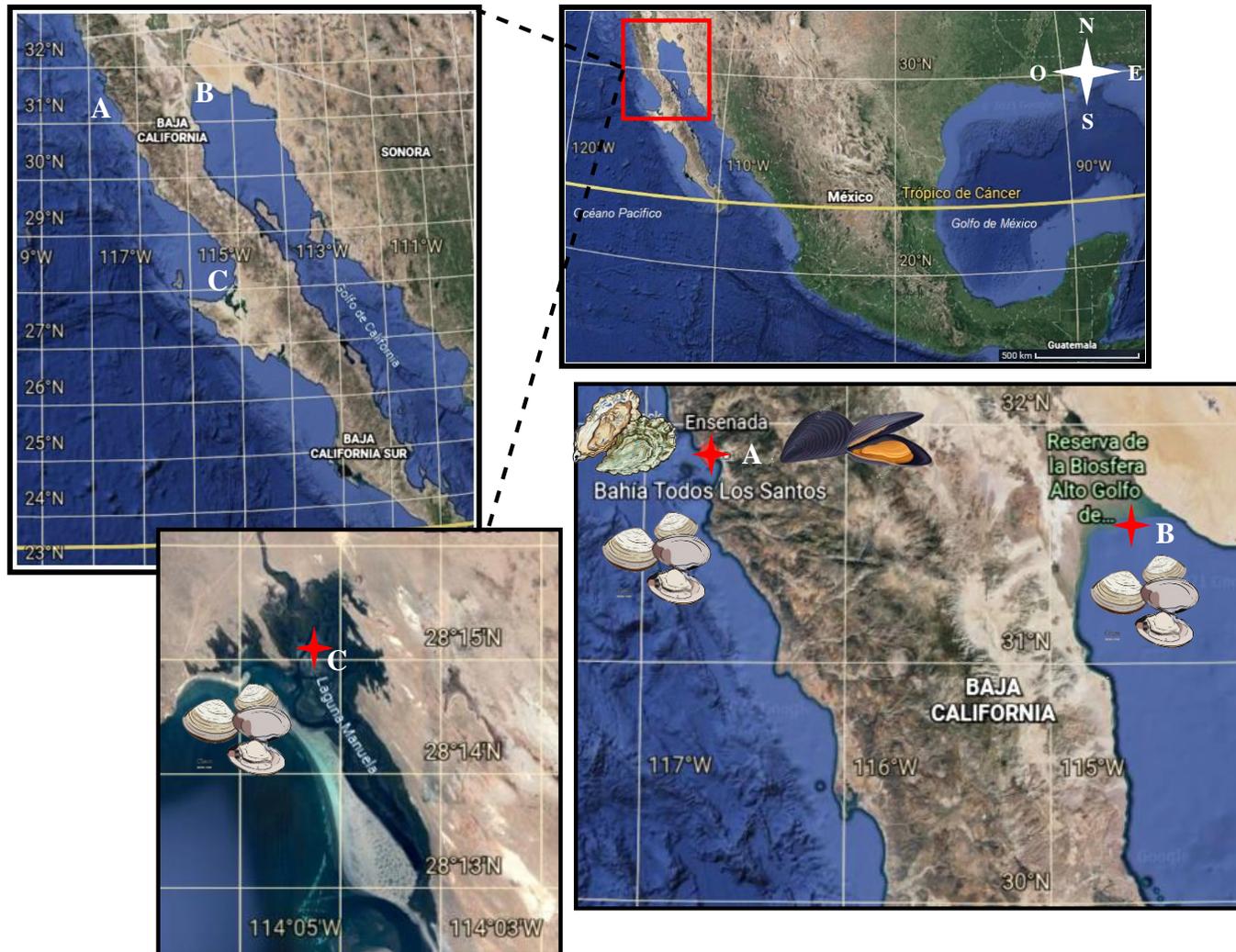


Figura 11. Mapa de México que muestra las zonas de procedencia de los bivalvos analizados en las costas de Baja California, A) *Tapes philippinarum* (= *Ruditapes*, *Venerupis*), *Mytilus galloprovincialis* y *Crassostrea gigas* (Bahía de Todos Santos), B) *Chione cortezi* y *Dosinia ponderosa* (Alto Golfo de California) y C) *Anadara tuberculosa* y *Megapitaria squalida* (Laguna Manuela) (n=12 por especie). Fuente: Google Earth®, 2020.

Además, ha sido introducida exitosamente en la acuicultura en casi todo el mundo (CESAIBC, 2012). En México existen aproximadamente 9 especies de ostiones (entre nativas e introducidas), las cuales son aprovechadas en diferentes regiones y localidades del país. Sin embargo, las especies *Crassostrea virginica*, *C. corteziensis* y *C. gigas* son las únicas con mayor producción a nivel nacional y de mayor interés económico relacionado al cultivo (INAPESCA, 2000). Esta última, es una especie de mayor importancia comercial en el país, siendo el principal bivalvo que se cultiva en las costas del Pacífico y nacionalmente representa los más altos valores de moluscos cultivados. En 2016 su producción a nivel mundial fue de 573,616,000 toneladas (FAO, 2005-2021). Maeda-Martínez (2008) mencionó que su producción en México comenzó desde los 80's y ya para 1991 alcanzó valores de 2,200 toneladas/año; en 1997 incrementó a 2,831 toneladas. Sin embargo, en 2005 la producción ostrícola disminuyó a 1,180 toneladas y para 2013 alcanzó 1,250 toneladas en el Estado de B.C. (CESAIBC, 2013).

Mejillón:

- b) *Mytilus* es considerado un género dominante utilizado para investigaciones de campo de los microplásticos. Estos organismos forman grandes lechos de mejillones en aguas poco profundas y son resistentes y fáciles de mantener en cultivo, lo que los hace adecuados también para estudios de exposición en laboratorios (Brate *et al.*, 2018). Este género tiene siete subespecies que pueden cruzarse entre sí, y se encuentran ampliamente distribuidas en todo el mundo. *Mytilus galloprovincialis* se ha convertido en una especie invasora que se propaga ampliamente en América del Sur, México (Estero de Punta Banda, B.C.), Sudáfrica, Japón, California, Nueva Zelanda y Australia (GISD, 2020; Ortiz Arellano y Salgado-Barragan, 2012; Beyer *et al.*, 2017). El primer cultivo de este mejillón a escala piloto comercial se realizó en 1985 en Ensenada, B.C., mediante el sistema de cultivo de balsas flotantes. Actualmente, la especie se ha localizado en la Bahía de Todos Santos en Ensenada, B.C., donde es cultivada y Maeda-Martínez (2008) indicó que su producción más alta fue en 1997 con 197 toneladas, mientras que para 2005 disminuyó a 18 toneladas y en 2013 se reportó una producción de 150.3 toneladas en el Estado de B.C. (CESAIBC, 2013). Los autores mencionan que las bajas productivas de este mejillón en el país se atribuyen a la variabilidad climática y a problemas de organización de las empresas productoras. De acuerdo con el estatus sanitario en B.C. esta especie se encuentra libre de enfermedades certificables de acuerdo con la OIE y NOM-010-PESC-1993 (CESAIBC, 2012).

Almeja:

- c) *Tapes philippinarum* o almeja manila, representa una especie de bivalvo infaunal que vive sobre o enterrada en sedimentos, tiene tolerancia a altas fluctuaciones de salinidad, temperatura y patógenos (Sikdokur *et al.*, 2020). Es originaria de Japón y se distribuye en los Océanos Índico y Pacífico. Se ha introducido a diversas regiones del mundo, en donde se ha establecido de manera permanente representando un

producto marino de suma importancia económica, y que cumple con varios criterios para ser considerada una especie bioindicadora debido a su amplio ciclo de vida, fácil obtención y alta capacidad de acumulación de contaminantes como metales (Sacchi *et al.*, 2013). La producción de las incubadoras ha facilitado el cultivo de la almeja japonesa en las costas del Pacífico (FAO, 2009). Su producción acuícola a nivel mundial fue de 4,228, 594 toneladas durante 2016, y cuenta con un sistema de cultivo en Baja California, México, en donde hasta 2013 se reportó una producción de 17.4 toneladas y hasta el momento se ha declarado que estos organismos se encuentran libres de enfermedades certificables de acuerdo con la OIE y NOM-010-PESC-1993 (FAO, 2005-2021; CESAIBC, 2012, 2013). Como parte de la estrategia de mercado y comercio, esta almeja es considerada uno de los mariscos más comunes de aguas costeras. También suele venderse viva en mercados locales y restaurantes, generalmente es utilizada en sopas o fritas (FAO, 2005-2021). En 2016 se demostró que esta almeja acumula microplásticos en sus tejidos y otro estudio reciente eligió esta especie como modelo de estudio (Davison y Dudas, 2016; Sikdokur *et al.*, 2020).

Área del Alto Golfo de California

Almejas:

- d) *Chione cortezi*, la almeja arenera es una especie originaria de Guaymas, México y se encuentra distribuida del Golfo de California hasta Bahía Magdalena en la costa occidental de la Península de Baja California en México. Es una especie que habita en estuarios, bahías de aguas templadas y tropicales (Carpenter, 1864; Keen, 1960). Dentro de las localidades en donde esta especie ha sido encontrada podemos mencionar: Bahía de la Paz, Ensenada de la Paz, San José del Cabo, Bahía Concepción, Bahía Almejas, Bahía Magdalena y Laguna Ojo de Liebre. Un estudio más reciente observó a esta especie en el Delta del Río Colorado, Esteros de La Bolsa, Golfo de Santa Clara, Playa Paraíso y Bahía Ometepe (Reserva de la Biosfera del Alto Golfo de California y el delta del Río Colorado) (Villarreal-Chavez *et al.*, 1999). Las almejas del género *Chione*, son apreciadas para el consumo humano y también tienen gran potencial acuícola en el Golfo de California (Castillo-Duran, 2013). En el año 2014 se reportó una producción de 504 toneladas con un valor de \$16,567,407 pesos mexicanos. Su producción por acuicultura en B.C. comenzó desde 2008 (CONAPESCA, 2016). Las almejas se extraen manualmente de sustratos limosos o arena fina donde viven enterradas a profundidades de 10 a 20 cm. De acuerdo con el estatus sanitario en B.C., este organismo se encuentra libre de enfermedades certificables según la OIE y NOM-010-PESC-1993 (CESAIBC, 2012; Rodríguez-Arana, 2016).
- e) El género *Dosinia* posee una amplia distribución y una riqueza alta de especies, se conocen 118 especies distribuidas en el Pacífico oriental tropical, en el Atlántico oriental y en el continente americano. Otro reporte menciona su distribución en las costas del Golfo de California desde Laguna Ojo de Liebre, en B.C.S. en México hasta Paita, Perú. La almeja *Dosinia ponderosa* es mejor conocida como almeja mantequilla o blanca, es una especie móvil facultativa, suspensivora e infaunal. Se

distribuye en fondos de sustratos de arena fina, areno-limosos y limo grueso, a profundidades mayores a 5m y se puede enterrar hasta 25 cm en el sedimento con niveles de energía moderados a intensos. También es posible encontrarla en bancos asociados a *Megapitaria squalida*. Su distribución y características permiten que esta especie sea considerada de importancia económica en las pesquerías locales (Arreola-Hernández, 1997). Esta almeja se consume desde hace tiempo y se han encontrado en tallas mínimas de captura en las costas del Pacífico mexicano de 80 a 97 mm (Aguilar-Cruz, 2018).

Área de la Laguna Manuela

Almejas:

- f) *Anadara tuberculosa* conocida como “pata de mula” es un bivalvo de manglar (asociada al mangle rojo *Rizophora mangle* en la zona intermareal, donde vive enterrada en el fango). Está distribuida en zonas tropicales-subtropicales y es explotada en el litoral del Pacífico. Es considerada una especie importante para el desarrollo pesquero y sustento económico. Además, ha formado parte de la dieta de grupos humanos costeros de México desde tiempos prehispánicos constituye una fuente de proteína para las comunidades humanas asentadas cerca de su hábitat (Pérez-Medina, 2005). Suele distribuirse desde las costas de B.C. en México, hasta Perú. En B.C.S., la almeja se explota en mayor o menor intensidad dependiendo de la localidad y se utiliza tanto para consumo local, como nacional. Puede extraerse de las costas del Pacífico como del Golfo de California. De acuerdo con García-Domínguez y colaboradores (2008), la zona tradicional de pesca para esta especie es Bahía Magdalena, donde es capturada artesanalmente (673 toneladas anuales de 1991 a 1995). Esta almeja ocupó el cuarto lugar en capturas en B.C.S. en el periodo de 1966-2001 (9.5 %) (DOF, 2018).
- 1) *Megapitaria squalida* o la almeja chocolata, se distribuye desde la Laguna Ojo de Liebre en B.C.S. en México, hasta Macora, Perú. La pesca de la especie en México se realiza principalmente en Bahía de la Paz, Laguna Ojo de Liebre, Bahía Magdalena, Bahía de Loreto, Laguna San Ignacio y Santa Rosalía (López-Rocha *et al.*, 2010). Es mejor conocida como almeja chocolata y suele encontrarse sobre fondos arenosos/lodosos a una profundidad entre 1 y 120 m. Sus tallas promedio son de 120 mm de longitud, 97 mm de alto y 66 mm de ancho. Esta especie se captura para consumo humano a nivel nacional y local, también la concha suele utilizarse en artesanías (Villalejo-Fuerte *et al.*, 2000). Baja California Sur es el principal productor de almejas en México, en el periodo 2006 a 2013 la captura de *M. squalida* en este estado fue de 9,534 toneladas en peso vivo, ocupando el segundo lugar en la producción del grupo de almejas y la captura de esta especie en 2016 representó el 68 % del total de capturas en México (Amezcuca-Castro *et al.*, 2015; DOF, 2018). Esta especie representa un recurso importante para la economía de los pescadores, debido a que tiene gran demanda y se captura todo el año (López-Rocha *et al.*, 2010).

4.2. Trabajo en laboratorio

4.2.1. Prueba de eficiencia de digestión y recuperación de microplásticos

El objetivo de esta prueba fue validar la efectividad de la solución de peróxido de hidrógeno al 30 % (desintegración total de materia orgánica) sobre los tejidos blandos de los bivalvos. En este caso consideramos la proporción de 1:10 (peso(g)/volumen(mL)). Para ello, se analizaron 10 individuos (almejas) y, además, en cada muestra se añadieron 6 diferentes partículas de distintos materiales plásticos conocidos: PEBD, poliéster, PP, PS y nylon con un tamaño aproximado de 0.5 y 2.5 mm. A continuación, se siguió la metodología descrita anteriormente y se probó 1) la efectividad del peróxido sobre el tejido blando de las muestras y 2) la recuperación del 100 % de los plásticos añadidos en cada muestra (Tabla 5).

4.2.2. Control de calidad / Garantía de calidad (QA / QC)

Para evitar la posible contaminación externa de las muestras, se siguieron estrictas medidas de control en el laboratorio. Durante todo el procedimiento de las muestras se usó bata de algodón, guantes de nitrilo y mascarilla (o cubre bocas). Además, todas las soluciones utilizadas (agua destilada, alcohol 95 % y peróxido de hidrogeno) fueron filtradas (con filtros Whatman® 934-H de 1.5 µm) antes de su uso. Todo el material utilizado durante el proceso experimental (vidrio, cuchillos, espátulas y equipos) se enjuagó dos veces con agua destilada y alcohol; en todo momento las muestras y el material se cubrieron si no estaban en uso, además los espacios de trabajo se limpiaban constantemente con alcohol y toallas de papel. En el área de trabajo se evitó el tránsito de gente (únicamente permaneció la persona encargada del análisis).

Adicionalmente, como control de calidad durante el análisis de las muestras, se colocó una caja Petri de vidrio con un filtro (libre de microplásticos) sobre la mesa de trabajo durante cada proceso. Al final del proceso los filtros se observaron bajo el microscopio y se registraron posibles partículas.

4.2.3. Preparación y extracción de muestras (digestión con peróxido de hidrógeno)

Se registraron los datos biométricos correspondientes a la longitud total (LT), ancho (A), espesor (E) y peso total (PT) de cada individuo. El tejido blando fue retirado de las conchas, se pesó (peso húmedo, PH) y se enjuagó con agua destilada (previamente filtrada, para eliminar los posibles microplásticos en su exterior) antes de colocar el tejido obtenido en los frascos de vidrio de 500 y 1,000 mL (un individuo por frasco dependiendo del peso de cada organismo) (Tabla 6). Los organismos se analizaron individualmente para mejorar la representatividad de los datos y la significancia estadística de los datos recopilados.

El método de extracción de los microplásticos se basó en Renzi y colaboradores (2018) pero se modificó la cantidad de H₂O₂ al 30 %, ya que en lugar de ocupar 20 mL/g, en este estudio se demostró que añadiendo 10 mL por cada gramo de tejido blando se logra una digestión completa en 48 h a 55°C. En algunos casos, para eliminar por completo el tejido blando de la muestra, el tiempo de digestión se extendió hasta observar un líquido transparente. Para agilizar el proceso de digestión y homogenización de las muestras, a las 24 h, las muestras se agitaron (10 min) con ayuda de un vórtex (IKA Genius 3) (este proceso se llevó a cabo de

esta manera debido a la falta de una incubadora de oscilación). En todo momento los frascos fueron cubiertos con hojas de papel aluminio para evitar contaminación externa.

4.2.4. Filtrado y secado de muestras

Una vez digeridas las muestras, estas fueron filtradas sobre filtros de microfibra de vidrio Whatman® 934-H (discos con retención de partículas en líquidos de 1.5 µm; diámetro de 47 mm) mediante el uso de un sistema de filtración a vacío de tres posiciones que incluyó: juego de vidrio de filtración (portafiltros de acero inoxidable y matraz Kitasato de vidrio), bomba de vacío, colector de vidrio y embudo. Todos los materiales se enjuagaron tres veces con agua destilada y los matraces fueron cubiertos con hojas de papel aluminio todo el tiempo. Finalmente, los filtros obtenidos se almacenaron en cajas Petri de vidrio (1 caja/filtro) y se secaron en un horno a 60°C durante 24 h.

4.2.5. Análisis visual y clasificación de microplásticos

Para la identificación preliminar y evaluación cuantitativa (color y forma), los filtros se examinaron mediante estereomicroscopía (Carl Zeiss West Germany 475022) y se utilizaron agujas y pinzas de punta fina para manipular los filtros y asegurar que las partículas encontradas no se rompieran durante la inspección. Los posibles microplásticos se clasificaron y categorizaron por forma (Fragmentos, microperlas, fibras, espumas y pellets), color y tamaño (de 1-5,000 µm), cada partícula fue asignada a uno de los 4 tamaños de clase (40-500, 500-1,000, 1,000-2,000, 2,000-5,000 µm).

Las imágenes de cada partícula localizada se capturaron con un microscopio digital (Celestron 10-150X magnificación) y para la medición de cada partícula se utilizó el programa ImageJ® (Rasband, 2019). Los datos fueron almacenados en bases de datos de Excel®. Los datos registrados para cada filtro incluyeron el peso del tejido blando (g), el número y tipo de partículas, la longitud (eje más largo, µm) y el color de las partículas. Para determinar el número de microplásticos por gramo de tejido (MPs/g) se sumó el número de microplásticos en cada filtro y se dividió por el peso total de tejido blando del organismo correspondiente.

4.2.6. Análisis estadístico

Todos los datos de abundancia de MPs se presentaron como número de microplásticos/individuo y por gramo de tejido húmedo (g). Los datos fueron analizados mediante pruebas estadísticas de normalidad e igualdad de varianza, utilizando el programa NCSS 2019®, nivel de confianza del 95 % ($\alpha=0.05$). Se realizaron pruebas de Kruskal-Wallis para analizar la diferencia en la cantidad de microplásticos presentes en los bivalvos. Cuando los resultados mostraron diferencias significativas, se utilizó la prueba de comparaciones múltiples *post hoc* de Tukey- Kramer para demostrar realmente las diferencias. Se utilizaron correlaciones de Spearman (r_s) para evaluar la relación de la abundancia de MPs/individuo y de los MPs/g respecto a los datos biométricos (peso del tejido húmedo y la longitud total de la concha). Los gráficos se realizaron con el programa PAST® (Hammer *et al.*, 2001) y la estadística descriptiva en Excel®.

4.2.7. Cálculo de la ingesta dietética anual de microplásticos por consumo de bivalvos

Debido a la falta de información referente sobre cuáles podrían ser los riesgos de ingerir cierta cantidad de microplásticos, el cálculo de ingesta pretendió demostrar un aproximado cuantitativo del número de microplásticos a la que una persona está expuesta cuando se consumen alimentos derivados de la pesca de cuerpos de agua contaminados con microplásticos, en este caso consideramos organismos marinos. Se utilizaron datos generales del consumo per cápita de mariscos en el país por la FAO (2018) y más específicos del Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca, (CONAPESCA, 2018). Para poder utilizar la información de manera adecuada, los valores fueron convertidos a gramos/persona/año. De esta manera, se aplicó la siguiente ecuación:

$$IMPs = (\text{Cantidad de producto consumido en g/persona/año}) (\text{MPs/g})$$

Donde:

IMPs = Ingesta dietética anual de microplásticos

g/persona/año = Cifras de consumo de mariscos (FAO y CONAPESCA)

MPs/g = microplásticos por gramo de tejido húmedo (cifras derivadas de los resultados de este estudio)

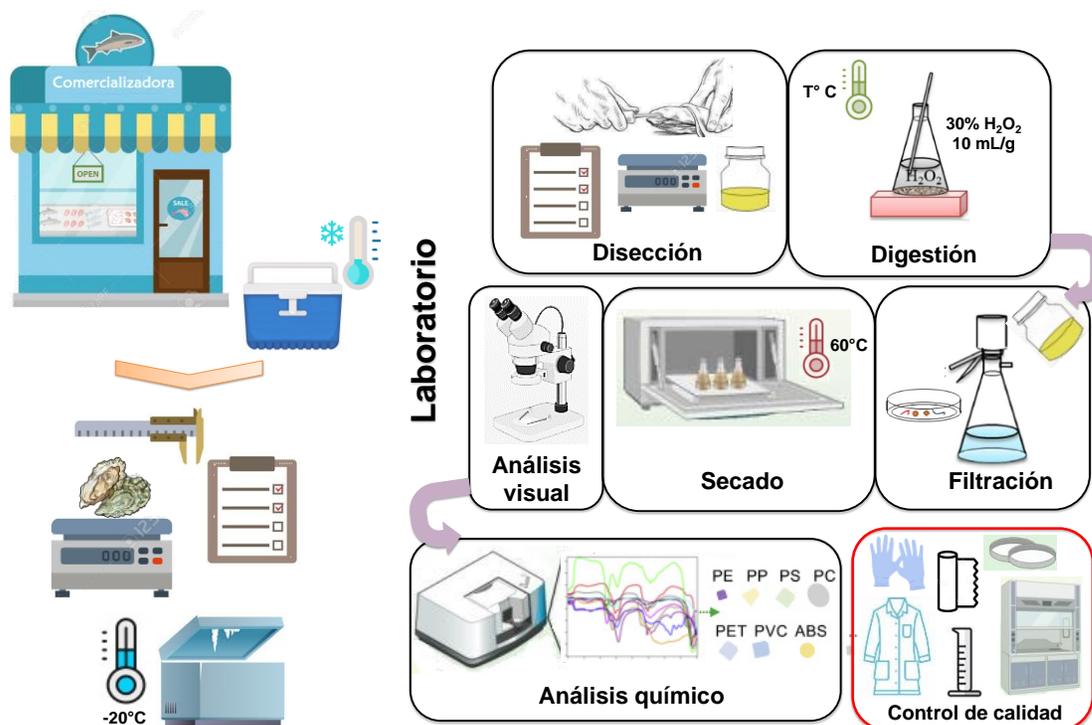


Figura 12. Obtención, almacenamiento y procesamiento (en laboratorio) de las muestras de las siete especies de bivalvos procedentes de las costas de Baja California, en México. Nota: el análisis químico no fue realizado.

Capítulo 5

Resultados y discusión

5.1. Efectividad de la prueba de digestión, control y garantía de calidad

Se logró recuperar el 90 % (5.4 ± 0.70) de las partículas añadidas en los tejidos de las almejas, se demostró también que el volumen empleado (10 mL/g) fue efectivo para digerir por completo el tejido blando de las almejas en un tiempo no mayor de 48 h a 50°C. La pérdida de algunas partículas en las muestras se discute más adelante (Tabla 5).

Las pruebas consideradas como blancos del procedimiento se encontraron completamente libres de contaminación por microplásticos externos, por lo anterior la corrección de los datos no fue necesaria.

Por lo anterior, algunos expertos consideran la necesidad de establecer métodos estándar para la cuantificación de microplásticos, al igual que optimizar el monitoreo en distintos organismos marinos. Se puede considerar, que el número de microplásticos encontrados los tejidos de los organismos evaluados, depende en gran medida de los procedimientos de extracción empleados (ácidos, alcalinos, oxidantes, enzimáticos o de extracción manual). Siendo así, consideramos que la prueba de eficiencia de digestión con peróxido de hidrógeno al 30 % con volumen de 10:1 (mL/g), permitió homogenizar por completo el tejido blando de las almejas (peso húmedo de 2 a 3 g) a 50°C/48 h. Lo anterior demuestra que la solución empleada para digerir por completo la materia orgánica de las almejas fue apropiada. Además, se logró obtener una eficiencia de recuperación del 90 % de las partículas añadidas. A pesar de ello, al reproducir la técnica en las muestras reales, los resultados demostraron que el alto contenido de tejido blando (> peso húmedo), por ejemplo, en *Dosinia ponderosa*, *Megapitaria squalida* y *Anadara tuberculosa*, requirió aumentar el tiempo de digestión para cada muestra, debido a que en estas tres especies, las muestras tuvieron que permanecer 24 h más en el horno (tiempo total = 72 h) para poder homogenizar completamente los tejidos y se pudiera filtrar la solución. Esto implica que el tipo de tejido del bivalvo debe ser considerado también. El estudio de Nuelle y colaboradores (2014) menciona que los tratamientos con H₂O₂ eliminan >90 % de la materia orgánica y que los polímeros puestos a prueba son resistentes. Por otro lado, Li y colaboradores (2016a) informaron una tasa de recuperación casi similar a la de este estudio (95 % de fibras de PE y PES).

En el presente estudio pudo observarse el blanqueamiento en algunas partículas (especialmente en los *films* de PEBD), lo que puede relacionarse con cambios en la composición química de las partículas al estar en contacto con la solución. Así, este tipo de digestión pudo interferir en la interpretación del color de las partículas. Los *films* y las fibras añadidas fueron algunas de las que no se pudieron observar en los filtros resultantes de la prueba bajo el estereomicroscopio. Se intentó obtener datos de alta calidad, aplicando el uso de una solución de digestión eficiente y QA / QC adecuados. Miller y colaboradores (2017) mencionan que las pérdidas de partículas durante el filtrado pueden deberse a la adherencia en las paredes de los recipientes utilizados, por lo que es necesario añadir otro volumen más de agua destilada o de la misma solución de digestión utilizada en el estudio para enjuagar de forma segura el recipiente donde se digirió el tejido por analizar.

Tabla 5. Tipos de polímeros, colores y fuente de los productos utilizados para la prueba de eficiencia de recuperación y digestión (degradación de materia orgánica y resistencia de los plásticos añadidos al H₂O₂) de microplásticos. Se muestra el total de partículas recuperadas y su porcentaje.

Muestra	Peso total (g)	Peso húmedo (g)	Partículas (1 mm) añadidas					Partículas recuperadas
			PEBD (película)	Poliéster (fibra)	PP (fragmento)	PS (fragmento)	Nylon (fibra)	
1	43	3						5
2	29	2						5
3	30	2						6
4	40	3	1 rosa	2 rojo	1 azul	1 naranja	1 rosa	5
5	24	2	Fuente: bolsa de	Fuente: hilo de	Fuente: tapa de botella	Fuente: cuchara de yogurt	Fuente: hilo de guante	4
6	29	2	asa	ropa				6
7	29	2						6
8	26	2						6
9	28	2						6
10	30	2						5
Total de partículas añadidas = 60								54 partículas (90 %)
								5.4 ± 0.70

Además, si bien la decoloración de las partículas no afecta la cantidad de microplásticos en la muestra, si podrá afectar en la determinación de su color, lo cual podría implicar sobreestimaciones en los datos (Li *et al.*, 2016a). Y, aunque los tratamientos de digestión alcalina y oxidativa han demostrado ser efectivos en algunas muestras, los expertos recomiendan llevar a cabo más pruebas que puedan confirmar y evidenciar los efectos del tipo de digestión en una variedad de tipos de plásticos, para así poder comparar la efectividad de las distintas soluciones empleadas para este tipo de análisis. Miller y colaboradores (2017) describen las ventajas y desventajas de cada método de separación y hasta ahora, se conoce que el uso de H₂O₂ es: a) una metodología sencilla de emplear, b) la solución es relativamente económica, c) promueve tiempos de digestión cortos que van de 30 min a 24 h, lo que garantiza la efectividad de poder realizar análisis químico (FTIR o Raman) sin alteración alguna, d) las tasas de recuperación reportadas han sido del 85 al 91 % y e) se puede aplicar a todo tipo de muestra. Entre las desventajas se menciona que: a') decoloran o blanquean los plásticos, b') el efecto de la solución sobre los polímeros es desconocido, c') se cataloga como un ácido corrosivo y d') algunas veces es necesario calentar o hervir la solución para poder digerir las muestras (tejidos más duros), lo que podría provocar la pérdida de plásticos y modificación en la estructura o tamaño del plástico.

5.2. Abundancia de microplásticos en los bivalvos

Se logró detectar microplásticos en las siete especies de bivalvos analizados. De los 84 organismos 67 de ellos (80 %) contenían microplásticos en sus tejidos. El peso total (con concha) promedio de las especies varió entre 14.67 y 281.33 g y el peso húmedo promedio

varió entre 3.92 y 54.00 g. Las almejas de cultivo (*T. philippinarum*) de la Bahía de Todos Santos presentaron los tamaños más pequeños y las almejas silvestres (*Dosinia ponderosa*) del Alto Golfo de California fueron más grandes (Tabla 6). El 100 % de las muestras de la almeja manila (*Tapes philippinarum*) presentaron microplásticos, seguidas de las del ostión (*Crassostrea gigas*) con 92 %. En el mejillón (*Mytilus galloprovincialis*) y la almeja arenera (*Chione cortezi*) el porcentaje fue de 83 %, mientras que en la almeja chocolate (*Megapitaria squalida*) y la almeja blanca (*Dosinia ponderosa*) fue de 67 %, y el más bajo (58 %) se determinó en la almeja pata de mula (*Anadara tuberculosa*).

La abundancia promedio de los microplásticos en los mariscos provenientes de la Península de Baja California varió de 0.67 a 4.08 MPs/individuo y de 0.03 a 0.68 MPs/g de peso húmedo (Tabla 6). La abundancia promedio de microplásticos por organismo fue más alta en la almeja *Megapitaria squalida* (4.08 ± 10.11 MPs/individuo) y por peso en la almeja *Tapes philippinarum* (0.68 ± 0.41 MPs/g de peso húmedo) (Tabla 6).

El análisis estadístico no mostro diferencias estadísticamente significativas cuando se compararon las abundancias de los MPs/individuo ($p > 0.05$), pero la prueba de Kruskal-Wallis si mostró diferencias en el número de MPs/g de tejido húmedo ($p < 0.05$). La prueba de comparación múltiple de Tukey-Kramer *post hoc* mostró que la almeja manila *T. philippinarum* (a) difirió con respecto a las otras seis especies. Además, *M. galloprovincialis* (b) fue distinta de *A. tuberculosa* y *D. ponderosa*, las diferencias se marcan en la Figura 13. Esto implica que las partículas microplásticas por gramo de tejido húmedo fueron más altas en la almeja manila, considerando que los organismos tenían el menor peso promedio respecto a las otras especies (Figura 13).

Actualmente, se realizan más estudios de monitoreo con organismos acuáticos en todo el mundo. Sin embargo, la información sobre los niveles y características de contaminación por microplásticos a escala nacional y en ciertas especies aún es limitada (Cho *et al.*, 2021). En México, el único estudio que proporciona evidencia preliminar de este tipo de evaluaciones es el de Alvarado-Aguilar y colaboradores (2018). Este estudio analizó una especie de bivalvo silvestre de consumo local en el estado de Veracruz que es altamente comercializado en todo el país. Se trata de la almeja de fango (*Polymesoda caroliniana*), especie en la que se encontró un porcentaje de detección de microplásticos del 88 %, la abundancia promedio fue de 2.6 ± 1.66 MPs/individuo y de 0.51 ± 0.39 MPs/g de tejido húmedo (Anexo A).

Estudios internacionales han enfatizado el monitoreo en especies comerciales y de alto consumo, considerando especies colectadas directamente en regiones costeras y de algunos mercados locales. En Corea, Cho y colaboradores (2019) analizaron tres especies similares a las de este estudio (*Crassostrea gigas*, *Tapes philippinarum* y con excepción del mejillón *Mytilus edulis*). Cabe destacar que trabajaron con especies adquiridas en mercados, altamente consumidas por la población humana de este país. Ellos encontraron microplásticos en el 95 % de los organismos, con abundancias promedio de: 0.77 ± 0.74 , 1.15 ± 0.74 y 0.68 ± 0.64 MPs/individuo, respectivamente para cada especie y de 0.07 ± 0.06 , 0.34 ± 0.31 y 0.12 ± 0.11 MPs/g de tejido húmedo, respectivamente para cada especie (Anexo A). Los mismos autores en 2021 detectaron microplásticos en el 100 % de la almeja manila *Ruditapes philippinarum*,

en el 96 % del ostión japonés *Crassostrea gigas* y en el 96% del mejillón azul *Mytilus edulis*, especies silvestres pertenecientes a las costas de Corea del Sur (Cho *et al.*, 2021). En cuanto a las abundancias promedio reportadas para estas especies, fueron de: 2.19 ± 1.20 MPs/individuo y 0.43 ± 0.32 MPs/g para la almeja manila (*T. philippinarum*) y de 1.21 ± 0.68 MPs/individuo y 0.33 ± 0.23 MPs/g para el mejillón azul *Mytilus edulis* y el ostión japonés *Crassostrea gigas* (Anexo A). En el presente estudio, las abundancias detectadas fueron de: 0.68 ± 0.41 MPs/g y 2.67 ± 1.87 MPs/individuo en la almeja manila; 0.22 ± 0.16 MPs/g y 1.67 ± 1.07 MPs/individuo en el ostión japonés, y para el caso del mejillón *M. galloprovincialis*, los valores fueron de 0.39 ± 0.30 MPs/g y 2.17 ± 1.53 MPs/individuo. Estas cifras demostraron que los valores reportados en el presente estudio fueron mayores para en almeja manila y el mejillón cuando hablamos de peso de tejido húmedo y por individuo, respecto a los otros trabajos mencionados.

Por el contrario, en el ostión japonés de este estudio se encontró una concentración mayor a la reportada en 2019, pero menor respecto al estudio de 2021. Cho y colaboradores (2021) mencionan que las características de contaminación de una especie pueden diferir según el tipo de hábitat. Recordemos que tanto los mejillones como los ostiones viven en costas rocosas y se alimentan de la columna de agua, lo que sugiere que las cantidades de microplásticos presentes en los organismos, están estrechamente relacionadas con la presencia de microplásticos en el agua en la que se encuentran cultivadas ambas especies. Para el caso de la almeja manila que vive en sedimentos y se alimenta de los poros de los sedimentos, la interacción entre la interfase agua-sedimento tendría una estrecha relación con la cantidad de microplásticos, debido al constante flujo entre estos compartimentos ambientales.

Las observaciones en este estudio sugieren que de todos los organismos infaunales analizados, la almeja manila presentó la abundancia más alta cuando se vinculó con el peso, pero no cuando se trata de las partículas por individuo. Como podemos observar, en los dos estudios de comparación se encontraron microplásticos en el 100 % de las almejas de manila, porcentajes que coinciden con lo reportado en el presente estudio. Aunado a esto, Ding y colaboradores (2020) hacen referencia a que, si la almeja manila se alimenta de partículas suspendidas en el agua de los poros de los sedimentos, entonces estas pueden ingerir más microplásticos a comparación de los ostiones y/o los mejillones que viven en costas rocosas y se alimentan en la columna de agua. Esto coincide con lo mencionado por Cho y colaboradores (2021), el sedimento actúa como un sumidero de microplásticos, y como resultado se puede encontrar una mayor cantidad de partículas, incluso pueden ser de mayor peso considerando la densidad de los plásticos. Además, los microplásticos pueden tener agregados biológicos (plancton, bioincrustación y gránulos fecales). Estas observaciones demuestran que las altas cantidades de microplásticos encontradas en las almejas de manila, se relacionan estrechamente con la posición en la que se encuentran, es decir, con su hábitat (infaunales). También puede existir una influencia respecto al tipo de producción de los organismos, ya que esta especie se extrajo de una zona de cultivo en donde la mayoría de los artefactos utilizados suelen ser de material plástico.

Tabla 6. Datos biométricos de las siete especies de bivalvos analizados, longitud total (cm), ancho (cm), espesor (cm), peso total (PT) y peso húmedo (PH) en gramos (promedio \pm desviación estándar) y abundancia promedio (mediana \pm desviación estándar) de microplásticos (MPs) por individuo y por gramo de tejido húmedo, en siete especies de bivalvos de las costas de Baja California

Zona de procedencia	Especie	No. de organismos	Nombre común	Hábitat/ Tipo de producción	Tamaño (cm)			Peso (g)		Abundancia	
					Longitud total	Ancho	Espesor	Total (g/individuo)	Húmedo (g/individuo)	MPs/individuo	MPs/g
Bahía de Todos Santos	<i>Crassostrea gigas</i>	12	Ostión del Pacífico	Sustrato/ Cultivada	5.27 \pm 1.26	3.26 \pm 0.88	1.14 \pm 0.55	46.42 \pm 15.81	8.42 \pm 2.54	1.67 \pm 1.07	0.22 \pm 0.16
Bahía de Todos Santos	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	12	Mejillón del Mediterráneo	Sustrato/ Cultivada	5.13 \pm 0.46	1.60 \pm 0.23	0.69 \pm 0.26	14.67 \pm 3.26	6.17 \pm 1.59	2.17 \pm 1.53	0.39 \pm 0.30
Bahía de Todos Santos	<i>Tapes philippinarum</i>	12	Almeja manila	Sedimento/Cultivada	2.67 \pm 0.29	1.84 \pm 0.26	0.79 \pm 0.20	16.42 \pm 3.55	3.92 \pm 1.24	2.67 \pm 1.87	0.68 \pm 0.41
Alto Golfo de California	<i>Chioe cortezi</i>	12	Almeja arenera	Sedimento/Silvestre	3.50 \pm 0.44	3.29 \pm 0.30	1.56 \pm 0.18	53.25 \pm 9.47	6 \pm 1.35	1.42 \pm 0.90	0.25 \pm 0.17
Alto Golfo California	<i>Dosinia ponderosa</i>	12	Almeja blanca/mantequilla	Sedimento/Silvestre	9.16 \pm 0.83	8.51 \pm 0.80	3.32 \pm 0.30	281.33 \pm 63.29	54 \pm 7.26	4 \pm 5.38	0.08 \pm 0.12
Laguna Guerrero Negro	<i>Anadara tuberculosa</i>	12	Almeja pata de mula	Sedimento/Silvestre	5.90 \pm 0.73	4.55 \pm 0.58	3.58 \pm 0.63	114.42 \pm 33.78	22.25 \pm 5.59	0.67 \pm 0.65	0.03 \pm 0.03
Laguna Guerrero Negro	<i>Megapitaria squalida</i>	12	Almeja chocolata	Sedimento/Silvestre	7.92 \pm 0.52	6.17 \pm 0.46	3.10 \pm 0.23	177.33 \pm 37.94	40.50 \pm 12.67	4.08 \pm 10.11	0.12 \pm 0.26

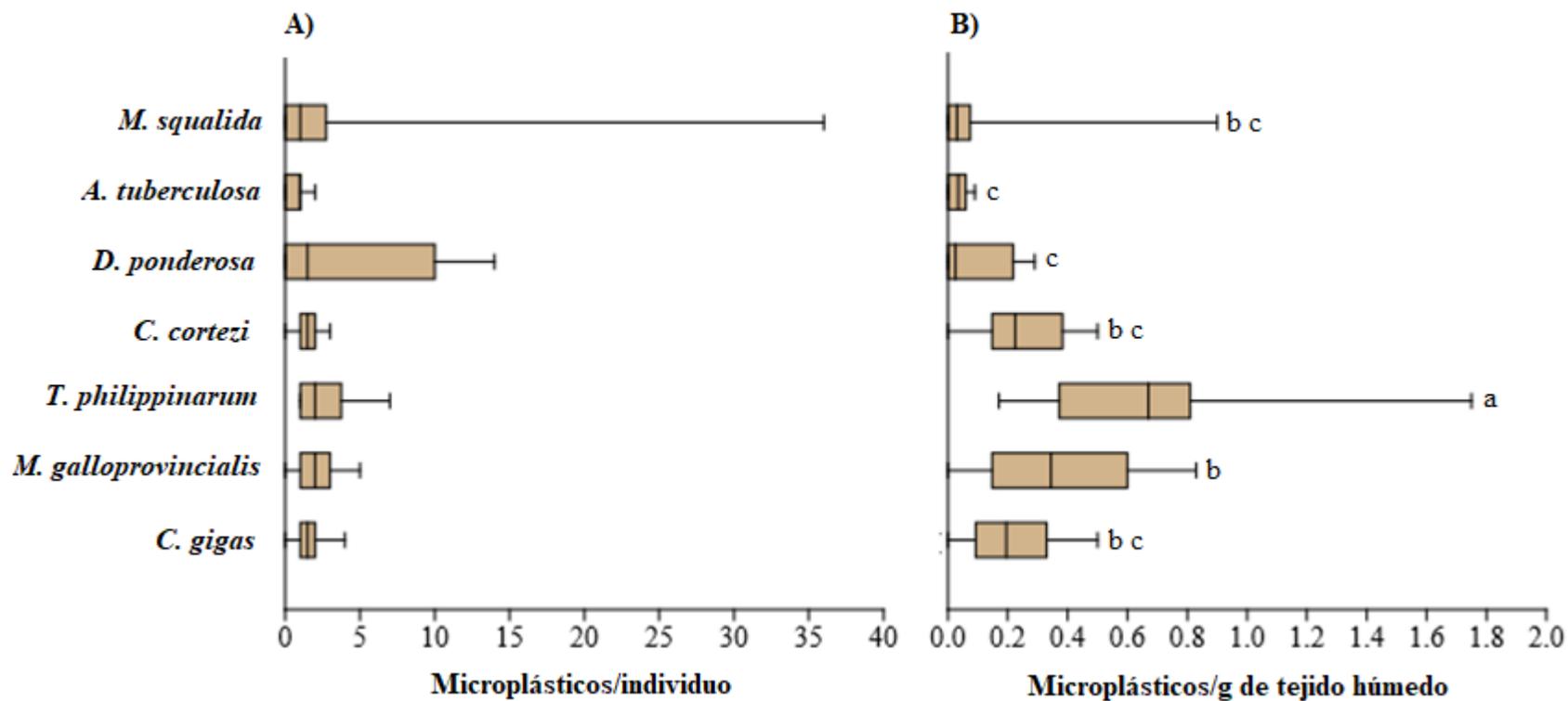


Figura 13. Numero de MPs promedio por individuo (A) y por gramo de peso humedo de tejido blando (B) de siete especies de bivalvos provenientes de las costas de Baja California, Mexico. Barras con distintas letras demuestran diferencias estadusticamente significativas de acuerdo con la prueba de comparacion multiple de Tukey-Kramer ($p < 0.05$).

Por otro lado, la zona en donde se extrajeron los organismos se encuentra cercana a uno de los grandes parches de basura, lo que sugiere que, posiblemente las altas cantidades de microplásticos encontradas en la almeja de manila se puedan asociar a esto. Por último, considerando las distintas actividades desarrolladas y el constante aporte de aguas residuales cercanas a la zona de extracción de las tres especies cultivadas (Bahía de Todos Santos), se puede asociar con la alta presencia de microplásticos en los tejidos de las especies.

La interpretación de la cantidad de microplásticos presentes en los organismos, podría asociarse, en el caso de los mejillones y los ostiones, a las tasas de filtrado (eficiencia de aclaramiento). Por ejemplo, McFarland y colaboradores (2013) informaron que el mejillón *Perna viridis* puede filtrar tres veces más agua (0.08-1.20 L/h) que el ostión *Crassostrea virginica* (0.09-0.43 L/h), lo que implicaría que la exposición a microplásticos en cada especie sea aparentemente mayor en el caso del mejillón o menor en el caso del ostión. Estudios previos encontraron que en el mejillón *Mytilus edulis*, las tasas de filtración se asocian positivamente en función del peso corporal y de la longitud de la concha, es decir, que a mayor peso y tamaño en los mejillones podrán filtrar mayor cantidad de agua y aparentemente podrían retener mayor cantidad de microplásticos (Riisgård *et al.*, 2014). Sin embargo, el modelo aplicado por Catarino y colaboradores (2018) demostró lo contrario a McFarland y colaboradores (2013), siendo que se acumulará un mayor número de MPs/g en los mejillones con mayores tasas de bombeo/g, es decir, en individuos más pequeños. Para el caso de los mejillones analizados en este estudio, se logró observar la misma tendencia señalada por Catarino y colaboradores (2018). Aunque en este estudio no se calcularon las tasas de bombeo de los mejillones, si se observó una tendencia similar, en donde los mejillones con pesos menores (5-6 g de tejido húmedo) presentaron mayor cantidad de partículas de 0.17 a 0.83 MPs/g, comparado con mejillones más grandes (de 7 a 10 g) los cuales presentaron de 0.14 a 0.29 MPs/g.

Para el mejillón *M. galloprovincialis*, en Italia Bonello y colaboradores (2018) detectaron microplásticos con concentraciones promedio de 6.2-7.2 MPs/g, siendo estas entre 16 y 18 veces mayores a las concentraciones detectadas en la misma especie del presente estudio. En Grecia, los mejillones silvestres y los cultivados presentaron una concentración de 5.3 ± 0.5 y 2.5 ± 0.3 MPs/g, cifras también superiores a las encontradas en esta investigación (Digka *et al.*, 2018b). Por otro lado, un estudio preliminar encontró una abundancia de 8.6 ± 3.53 MPs/individuo en el mejillón *Mytilus chilensis* (Pérez *et al.*, 2020). Estos valores fueron superiores a los registrados en el presente estudio, de 2.17 ± 1.53 MPs/individuo. En Sudáfrica, Sparks y colaboradores (2021) analizaron mejillones de supermercados y de tiendas mayoristas, encontrándose abundancias de 0.04 ± 0.03 y 0.04 ± 0.06 MPs/g, estos resultados quedan por debajo de los reportados en este estudio. La mayoría de las evidencias demostraron que las características de los microplásticos ingeridos por los organismos están relacionadas con los parámetros biométricos de los mariscos (Ding *et al.*, 2020). De todos los estudios en mariscos, la mayor concentración reportada fue de 259 MPs/g de tejido húmedo de mejillones azules cultivados en Canadá (Murphy, 2018) (Anexo A).

Se sabe que los mejillones han sido utilizados ampliamente como indicadores biológicos ideales en el seguimiento de las tendencias de la contaminación por microplásticos a nivel

mundial, esto es precisamente porque cumplen con casi todos los criterios requeridos para ser una especie bioindicadora. El género *Mytilus* tiene siete especies que pueden cruzarse entre sí y están ampliamente distribuidas en todo el mundo. En el caso de *M. galloprovincialis* se ha convertido en una especie invasora en distintas regiones del mundo (Beyer *et al.*, 2017; Li Jiana *et al.*, 2019). A nivel mundial, la ocurrencia de microplásticos en mejillones y otros organismos silvestres y cultivados se ha investigado e informado ampliamente (Anexo A). Esto corrobora la conveniencia de considerar el uso de otros bivalvos para el monitoreo de la contaminación por microplásticos, adicionalmente al alto consumo y explotación de distintas especies en distintas regiones del mundo. Como hemos podido observar, de las siete especies analizadas en este estudio solo tres (*C. gigas*, *M. galloprovincialis* y *T. philippinarum*) han sido analizadas y reportadas en distintas regiones del mundo. En el caso de *C. gigas*, se han llevado a cabo estudios en Estados Unidos (organismos silvestres) con 63 % de detección de microplásticos en los organismos y abundancias de 0.69-3 MPs/individuo y de 0.02-0.14 MPs/g de tejido húmedo (Martinelli *et al.*, 2020). En Argentina se encontraron 0.5 a 4.2 MPs/individuo en organismos silvestres (Fernandez Saverini *et al.*, 2019).

En el caso de las almejas reportadas en este estudio (cinco especies), solo una de ellas ha sido estudiada ampliamente (*T. philippinarum* o almeja manila). Ya se mencionaron dos estudios relacionados con esta especie en Corea del Sur y en este caso, en Canadá, Davidson y Dudas (2016) reportaron abundancias de microplásticos de 0.07 a 5.47 MPs/g de tejido húmedo, en la almeja *Venerupis philippinarum* (silvestres y cultivadas), respectivamente. Considerando que los ejemplares analizados en este trabajo fueron de cultivo, el promedio obtenido de 0.68 MPs/g en *T. philippinarum* es ocho veces más bajo que el reportado en Canadá. Por otro lado, en China Li y colaboradores (2015) reportaron promedios de 2.3 MPs/g y 5.1 MPs/individuo en *Ruditapes philippinarum*, siendo estos valores menores a los reportados para este estudio. En otra de las especies, también se pudo comparar gracias al estudio de Mayoma y colaboradores (2020) en el cual se analizaron microplásticos en la almeja *Anadara antiquata* (África Oriental, costa de Tanzania) mismo género, pero diferente especie de *A. tuberculosa*. Cabe destacar que, en el estudio de Mayoma y colaboradores (2020) se consideró que los organismos colectados eran adultos (47-67 g) y en el 48 % de los organismos (n=60) se encontraron 138 microplásticos. El número promedio de microplásticos por individuo más alto fue de 2.1 ± 1.58 (0-5 partículas/individuo). En el caso de la almeja pata de mula *A. tuberculosa* de México, se detectaron microplásticos en el 58 % de los organismos siendo esta especie la que presentó menos microplásticos respecto a las demás. Los pesos húmedos del tejido variaron de 73-175 g, es decir, eran organismos de tallas más grandes que las reportadas para *Anadara antiquata*, además, la abundancia reportada aquí fue casi tres veces más baja 0.67 ± 0.65 MPs/individuo (0-2 partículas/individuo). Es decir, nuevamente se aprecia una menor cantidad de MPs en organismos de tamaño mayor. Por otro lado, en Indonesia Fitri y Patria (2019) reportaron una abundancia de microplásticos evidentemente mayor de 434 ± 97.05 MPs/individuo en *Anadara granosa*, especie sumamente importante como fuente de alimento para la gente del distrito de Tanjung Jabung Barat, Jambi, en ese caso se encontraron microplásticos en el 100 % de los organismos. En otras especies de la misma familia (*Arcidae*), Li y colaboradores (2015) reportaron valores de 4.1 MPs/g y 5

MPs/individuo en *Tegillarca granosa* y aún mayores en *Scapharca subcrenata*, de 10.5 MPs/g y 45 MPs/individuo, en almejas de un mercado de pescados en China.

Para el caso de las tres especies de almejas (*Chione cortezi*, *Dosinia ponderosa* y *Megapitaria squalida*) no reportadas previamente en estudios de microplásticos, se decidió enfocar la comparación de las abundancias y concentraciones de microplásticos en especies de la misma familia (*Veneridae*). En este estudio se detectaron abundancias promedio en el orden de; 1.42 ± 0.90 , 4 ± 5.38 y 4.08 ± 10.11 MPs/individuo, respectivamente y de: 0.25 ± 0.17 , 0.08 ± 0.12 y 0.12 ± 0.26 MPs/g de tejido húmedo, respectivamente. En China, Li y colaboradores (2015) encontraron abundancias de 10 MPs/individuo y 4 MPs/g en la almeja *Meretrix lusoria*, y de 5 MPs/individuo y 4.2 MPs/g la almeja *Cyclina sinensis*. Las cantidades de microplásticos en estas dos especies de almejas de China son evidentemente mayores a las reportadas aquí. En otro estudio, Naji y colaboradores (2018) evaluaron bivalvos de manglares en el sur de Irán (*Amiantis umbonella* y *A. purpuratus*), en ellos pudieron detectar abundancias de 6.9 y 6.1 MPs/individuo y de 2.7 y 3.1 MPs/g, respectivamente. Como se puede observar, los valores reportados para las dos especies de almejas de Irán son más altos, comparados con las tres especies incluidas en este estudio. Los autores de este último estudio mencionan que, el tiempo de residencia de los microplásticos en los moluscos muestra que los ambientes acuáticos con altos insumos potenciales (microplásticos), en este caso del Golfo Pérsico, presentan un alto riesgo de contaminación constante de los ecosistemas acuáticos y por ende de los moluscos y de otros organismos.

Debido a la inexistencia de estudios referentes a las tres especies silvestres analizadas en el presente estudio (*Chione cortezi*, *Dosinia ponderosa* y *Megapitaria squalida*), no existe una comparación exacta de las abundancias de microplásticos presentes en los tejidos de cada especie, lo que sugiere que este tipo de estudios se puedan expandir geográficamente y que, además, se considere la evaluación de un mayor número de especies destinadas al consumo humano.

De acuerdo con los datos mencionados anteriormente, las variaciones respecto a las abundancias de microplásticos registradas en los bivalvos, podrían deberse: a una variación regional, a una dependencia de las zonas aledañas en donde habitan o se cultivan los organismos (actividades que se desarrollan), a los distintos métodos aplicados (tratamientos de muestras e identificación de partículas), o en algunos casos, a la contaminación de fondo que algunas veces no es considerada (Ding *et al.*, 2020). De este modo, resulta difícil comparar los datos entre diferentes estudios, debido a que no existe un enfoque estandarizado y se presenta variabilidad temporal y espacial que puede reflejar el nivel real de contaminación de microplásticos.

5.3. Aspectos cuantitativos y cualitativos de los microplásticos y su relación con las posibles fuentes de entrada

Las partículas localizadas, presentaron tamaños correspondientes a la categoría reconocida como microplásticos (1-5,000 μm). El número de microplásticos presentes en los tejidos de los bivalvos fue de 200, algunas partículas (n=5) fueron excluidas del análisis al sobrepasar el tamaño indicado (5,489-11,444 μm).

El tamaño general promedio de los microplásticos fue de $812 \pm 875 \mu\text{m}$, mientras que el tamaño promedio por tipo de microplástico fue de $1,361 \pm 961 \mu\text{m}$ para las fibras, $422 \pm 657 \mu\text{m}$ para los fragmentos, $1,999 \pm 1,367 \mu\text{m}$ para las espumas y $404 \pm 291 \mu\text{m}$ para los pellets. Los microplásticos $<500 \mu\text{m}$ fueron los más abundantes, de 25-80 %. Los tamaños más grandes se encontraron en la almeja silvestre pata de mula y los más pequeños en la almeja chocolate (Figura 14A). Las partículas con tamaños superiores a las $5,000 \mu\text{m}$ presentaron forma de fibra (100 %). En general, las formas más abundantes fueron las fibras y los pellets, con porcentajes de 38 % y 35 %, respectivamente. También se encontraron fragmentos (24.5 %) y espumas (2.5 %) (Figura 14B). En las siete especies se encontraron fibras y fragmentos, en cuatro solo se encontraron espumas (*D. ponderosa*, *A. tuberculosa*, *C. gigas* y *T. philippinarum*) y los pellets solo estuvieron presentes en dos (*D. ponderosa* y *M. squalida*). Se pudo observar una variedad de colores, los más abundantes fueron los blancos (30.5 %), seguidos de los negros y cafés (21.5 %), los azules y rojos también se encontraron en proporciones menores (11.5 % y 6.5 %, respectivamente), los grises, verdes, amarillos, transparentes y morados fueron colores más escasos (3 %, 3 %, 1 %, 1 % y 0.5 %, respectivamente). La mayor variedad de colores (8/10) se encontró en la almeja manila (*T. philippinarum*) (ver Figura 14C).

En los tejidos blandos de los bivalvos se observaron microplásticos de diferentes formas como fibras, fragmentos, espumas y pellets (Figura 15). Generalmente, se ha informado que las fibras son el tipo más común de microplásticos que se encuentran en el ambiente marino y en los mariscos (Devriese *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2016a). Particularmente, se menciona que este tipo de microplásticos podría originarse en la pesca, la navegación recreativa, de las aguas residuales domésticas e industriales y otras actividades humanas (Browne *et al.*, 2010; Devriese *et al.*, 2015; Mason *et al.*, 2016; Murphy *et al.*, 2016). Las coloraciones de estas partículas pueden indicar que provienen de una amplia gama de fuentes (Gallagher *et al.*, 2016). A su vez, la presencia de cualquier tipo de microplástico, dependerá de las zonas geográficas, de las actividades que se realizan dentro y alrededor de la zona de estudio, de los eventos naturales presentes, además, de la influencia de corrientes y asimilación con los giros y los puntos de acumulación ya conocidos de basuras marinas, así como de un sinnúmero de procesos aún no descritos. Las fibras, han sido menos estudiadas en experimentos de laboratorio, por lo que el tiempo de residencia de estas, en los organismos no es tan claro en comparación con otras partículas como los pellets (Watts *et al.*, 2014). Así, lamentablemente, la carencia de estudios no permite darnos una idea clara sobre el tiempo en el que las partículas se retienen en el tracto digestivo o si se asimilan en los tejidos. Esta información es clave si se pretende evaluar la magnitud del riesgo asociado a los microplásticos en los organismos acuáticos (Santana *et al.*, 2016). Naji y colaboradores (2018) mencionan que el tiempo de residencia de los microplásticos en los moluscos depende mucho del grado de contaminación presente en los ambientes donde se encuentran establecidos estos organismos. En este caso, el Golfo Pérsico, es considerado un ambiente con altos insumos potenciales de basuras marinas, lo cual representa un alto riesgo de contaminación constante para los moluscos y otro tipo de organismos presentes. En este sentido, la información referente a la presencia, la cuantificación y la evaluación de microplásticos en especies acuáticas ha sido muy pobre, comparada con algunos muestreos en otros compartimentos ambientales, que sin

duda alguna sirven de base para poder relacionar la contaminación por microplásticos de manera más amplia. Es por ello, que para poder comparar los datos cuantitativos y cualitativos de los microplásticos encontrados en los bivalvos, nos basamos en la información ya existente de la presencia de microplásticos en regiones cercanas a las de este estudio.

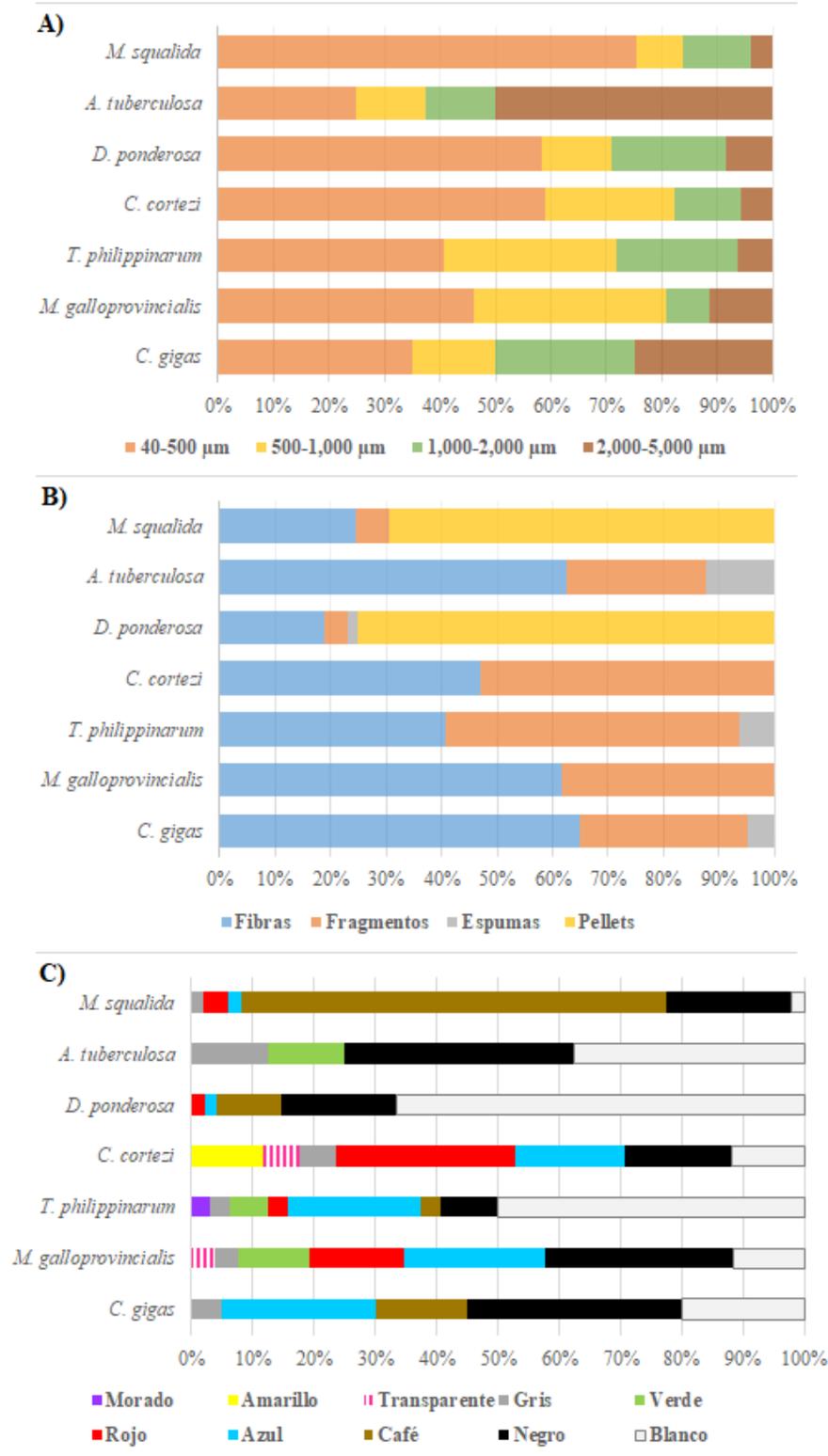


Figura 14. Composición (porcentaje) de las diferentes partículas, A) clases de tamaños, B) formas y C) colores de los microplásticos presentes en los tejidos de las siete especies de bivalvos provenientes de las costas de Baja California.

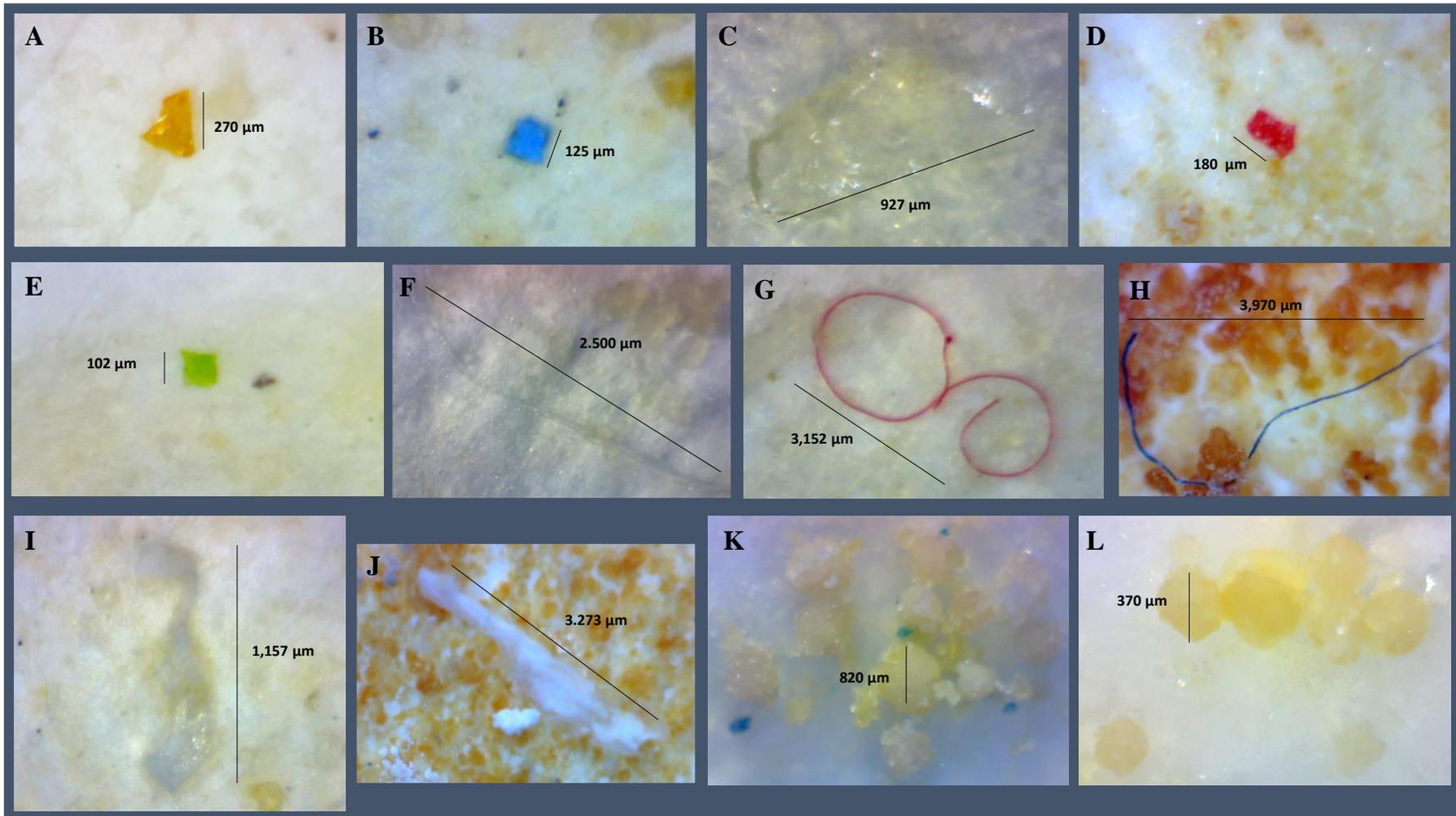


Figura 15. Fotografías de los microplásticos presentes en los tejidos de las siete especies de bivalvos analizados provenientes de las costas de Baja California, México. A-E (fragmentos), F-H (fibras), I-J (espumas) y K-L (pellets). Imágenes tomadas con cámara digital Celestron (10-150X).

5.4. Evidencias de microplásticos en algunas regiones de la Península de Baja California, México: datos relevantes para la comparación cuantitativa y cualitativa

Como lo describimos anteriormente, la poca información sobre la contaminación por microplásticos en especies acuáticas de consumo en el país, impide discutir y relacionar los resultados obtenidos con la presencia de microplásticos en otras partes del país. Sin embargo, existen por lo menos cuatro estudios que permitieron comparar la información generada en el presente estudio. Si bien, no fueron llevados a cabo en organismos del mismo grupo, estos se realizaron en peces, agua y sedimentos de distintas zonas a lo largo de la Península de B.C. Por ejemplo, Álvarez-Zeferino y colaboradores (2020) realizaron un estudio exhaustivo en 33 playas alrededor de las costas mexicanas, en donde cuantificaron y clasificaron los microplásticos presentes en los sedimentos de estas áreas de influencia. Consideraron cinco regiones marinas, las de interés para este estudio fueron tres: Pacífico del Noroeste de México (3) y Tropical (6), y Golfo de California (13). Esta última fue la región que mostró una mayor abundancia media de partículas plásticas. Los estados que destacaron fueron: Oaxaca, Guerrero, Michoacán, Colima, Nayarit, Sinaloa, Sonora, B.C. y B.C.S. (parte del Pacífico y Golfo de California). En estas regiones costeras se encontraron microplásticos en cantidades promedio mínimas de 31.7 ± 30.8 MPs/m², y máximas de 545.8 ± 264 MPs/m², ambas corresponden a la región del Golfo de California. De las cinco zonas cercanas a nuestros puntos de extracción de los bivalvos, una pertenece a Ensenada, encontrándose un promedio de 59.9 ± 47.1 MPs/m². Para la región del Golfo de California, fueron cuatro las playas (Puerto Peñasco, Golfo de Santa Clara, El Paraíso y San Felipe) cercanas a la zona del Alto Golfo de California, lugar de donde se extrajeron dos almejas silvestres (*C. cortezi* y *D. ponderosa*). En estas regiones se encontraron cantidades promedio de 56.3 ± 37.9 , 77.5 ± 57.0 , 95.1 ± 57.6 y 105.6 ± 83.0 MPs/m². Estas cantidades fueron consideradas moderadas respecto a otras con mayor aporte de microplásticos ubicadas más al sur, lo que podría significar que existe una relación entre la cantidad de microplásticos y el nivel de actividades antrópicas y desarrollo de la zona. Tres playas se catalogaron como urbanas desarrolladas y una como urbana sobredesarrollada. Nuestros resultados demostraron que las abundancias de las dos almejas silvestres fueron altas para *D. ponderosa* (4 ± 5.38 s MPs/individuo) y bajas para *C. cortezi* (1.42 ± 0.90 MPs/individuo). Esto sugiere que podría existir una relación entre la cantidad de microplásticos en los sedimentos, el agua y los organismos. Lamentablemente, el poco alcance de este estudio no permitió analizar sedimentos y agua de las zonas de donde se extrajeron los ejemplares, lo que imposibilita la comparación exacta con las abundancias de microplásticos encontradas en este estudio. También es importante considerar que, la forma de las playas puede actuar como un factor que influye en la presencia de microplásticos. El estudio de Álvarez-Zeferino y colaboradores (2020) demostró que una de las playas más contaminadas fue una bahía. Pero el estudio de Piñon-Colin y colaboradores (2018) demostró que solo algunas bahías cerradas están predispuestas a acumular microplásticos y que las actividades desarrolladas en la zona son fundamentales en la presencia de estos. En la playa desarrollada de la Paz se encontraron en promedio 107 MPs/kg, mientras que en Bahía de Los ángeles solo 16 MPs/kg. Los autores sugieren que las bajas abundancias pueden deberse a la naturaleza rural de las mismas playas y de la ausencia de ríos que desembocan en las bahías. Para este caso, en la zona de la Bahía de Todos Santos

se extrajeron tres especies de bivalvos cultivados (*T. philippinarum*, *M. galloprovincialis* y *C. gigas*). Sus abundancias promedio de microplásticos fueron moderadas (2.67 ± 1.87 , 2.17 ± 1.53 , 1.67 ± 1.07 MPs/individuo), (considerando la más baja de 0.67 y la más alta de 4.08 MPs/individuo). La playa de Ensenada se catalogó por Álvarez-Zeferino y colaboradores (2020) como urbana sobredesarrollada y cabe destacar que las actividades antrópicas aledañas a esta zona son diversas, tal como se puede observar en la Figura 16. Sin embargo, se necesitan más muestreos en distintos compartimentos ambientales que permitan corroborar, si en efecto, este tipo de relaciones (agua-sedimentos-organismos) es significativo y se encuentra alguna relación significativa respecto a la concentración de microplásticos en la región.

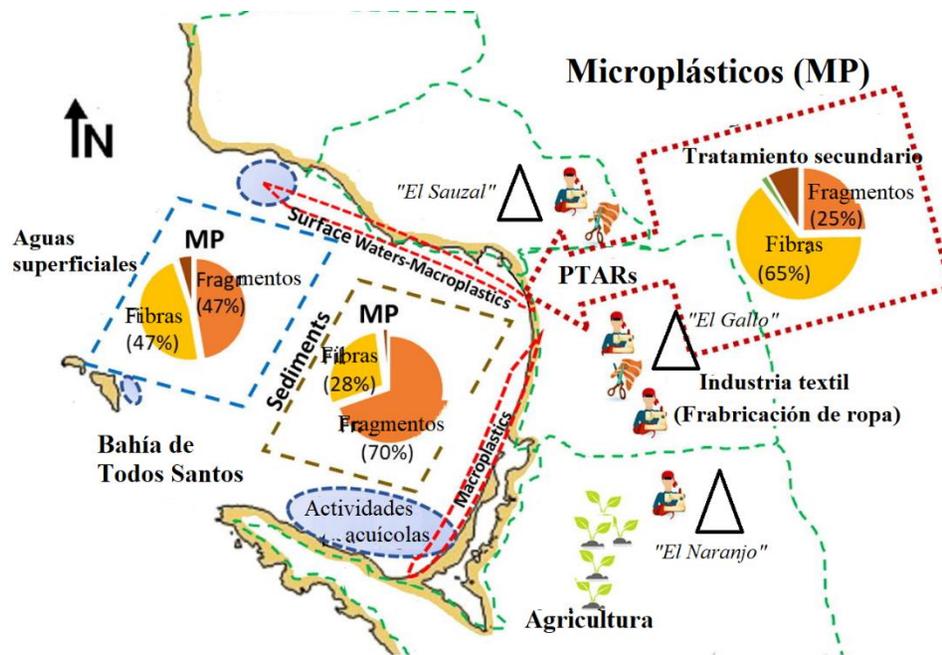


Figura 16. Resultados gráficos de los porcentajes de microplásticos encontrados en agua, sedimentos y efluentes de las PTAR's en Bahía de Todos Santos, se muestran las posibles actividades en la zona aledaña (costa) además de ser consideradas como fuentes de entrada y dispersión de microplásticos. Tomado de Ramírez-Álvarez *et al.*, 2020.

Las formas de los microplásticos encontrados fueron films, fibras, pellets, microesferas y espumas con una variedad de colores ($n=10$). En este caso, la forma de las playas fue un factor importante para definir los posibles aportes externos de este tipo de contaminantes; pues, de estas tres regiones analizadas, 14 de las playas tenían aportes urbanos con alto desarrollo (nivel medio de interacción entre actividades humanas y el ambiente, poca infraestructura y actividad comercial), 5 son playas rurales y 3 pertenecen a zonas urbanas con sobredesarrollo (alto nivel de interacción entre las actividades humanas y el ambiente, numerosas infraestructuras y actividades comerciales). Álvarez-Zeferino y colaboradores (2020) mencionan que puede existir una correlación entre la presencia de microplásticos y el flujo de visitantes, ya que sugieren que las actividades terrestres actúan como fuente primaria

de microplásticos que llegan a las playas mexicanas. Cuando se comparan las regiones marinas, se puede observar que el Golfo de California tiene los valores más altos que el resto de los sitios analizados. Sin embargo, estos autores detallan que este comportamiento puede estar relacionado con la presencia de un evento climático (el huracán Bud), y también se debe considerar que los valores pueden verse influenciados por una serie de factores ambientales característicos de cada zona. He aquí un punto más por resolver y continuar evaluando.

Se observaron coincidencias en las formas de microplásticos detectadas en las zonas de estudio de Álvarez-Zeferino y colaboradores (2020) respecto a las encontradas en el presente estudio; para la Bahía de Todos Santos, las tres especies de bivalvos de cultivo en el estudio presentaron en su mayoría fibras, seguidas de fragmentos y espumas. Por otro lado, las dos especies de almejas silvestres provienen de la región del Alto Golfo de California, estas contenían en sus tejidos microplásticos con formas de fibras, fragmentos, espumas y pellets. La almeja *D. ponderosa* incluyó todas las formas de microplásticos, pero en su mayoría fueron pellets. Los estudios mencionados indicaron que, en las cuatro playas ubicadas en la región del Golfo de California, la mayoría de los microplásticos registrados eran fibras y espumas. De acuerdo con esta información, podríamos relacionar la presencia de fibras (las cuales fueron las más abundantes en ambos estudios) con las formas encontradas en los organismos analizados. También, debemos considerar que puede haber muchos aspectos y parámetros implicados en estos estudios de evaluación de este tipo de contaminantes. La observación de la variedad de colores en las partículas puede estar relacionado con las posibles fuentes de aporte de los microplásticos, que como pudimos explicar anteriormente son varias. La dinámica de distribución y transporte de los microplásticos es otro factor que puede influir en la presencia de ciertas morfologías. Las partículas viajan, se distribuyen y pueden seguir en movimiento o concentrarse en ciertas regiones dentro de alguno de los compartimentos ambientales. Además, las distintas regiones marinas del país poseen actividades económicas marítimas distintas, ya que en el Océano Pacífico y Golfo de California se practica la pesca intensiva, lo que significaría que el aporte de microplásticos por parte de este tipo de actividades se relaciona con las abundancias y morfologías encontradas en las aguas, los sedimentos y la biota. También, es importante visualizar que la presencia de distintos factores climáticos, como de las corrientes marinas permite la dispersión de microplásticos a lo largo de distintos puntos, y esto también dependerá de las propiedades de cada partícula y la adición de otras sustancias en su viaje por las aguas oceánicas. La proximidad de la Península de Baja California al Gran Parche de Basura del Pacífico (GPGP) también podría resultar en la presencia de microplásticos de todo tipo de microplásticos en los ecosistemas costeros en las distintas matrices ambientales de interés (ver Figura 17) (Jonathan *et al.*, 2021).

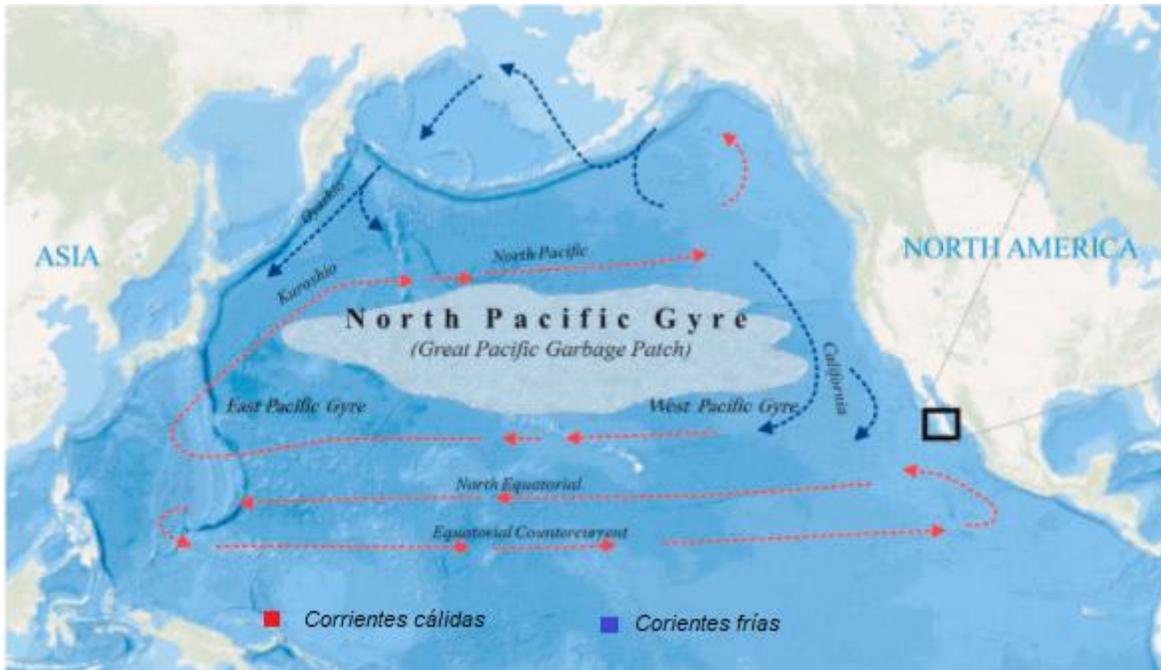


Figura 17. Corrientes cálidas y frías en la región del Pacífico y ubicación del “gran parche de basura” con posible influencia y aporte de basuras plásticas a la costa mexicana de la Península de B.C. Tomado de Jonathan y colaboradores (2021).

En el trabajo de Piñon-Colin y colaboradores (2018) se analizaron sedimentos de 21 playas pertenecientes a la Península de Baja California desde agosto de 2015 a septiembre de 2016. En este trabajo se dieron a conocer las abundancias de microplásticos presentes en regiones cercanas a los puntos donde se colectaron las especies de este trabajo. Para la región de Ensenada se monitorearon cinco puntos aledaños a la Bahía de Todos Santos, que podrían tener influencia con las cantidades de microplásticos detectadas en los tejidos de las tres especies de bivalvos procedentes de esa zona. Para el caso específico de Ensenada, los autores encontraron una abundancia de 201-250 MPs kg de arena. Esta región se cataloga como céntrica y turística urbana (superdesarrollada) lo cual indica que está muy influenciada por actividades antrópicas aledañas a la zona y por la presencia de actividades de acuicultura. Las cuatro playas restantes se catalogan como urbanas y rurales desarrolladas, con abundancias desde 101 a 320 MPs kg. En Ensenada, se encontraron cuatro formas de microplásticos (fibras, gránulos, microesferas y películas) las cuales fueron similares a las encontrados en los tejidos de los bivalvos analizados (fibras, fragmentos, pellets y espumas). En el caso del mejillón y el ostión se presentó mayor cantidad de fibras negras, lo cual coincide con el 91 % de las fibras encontradas en los sedimentos analizados en el estudio de Piñon-Colin y colaboradores (2018), además eran de color negro y azul, mientras que en la almeja manila se encontraron más partículas de color blanco. Estos resultados nos demuestran que existe una similitud en las características cualitativas de los microplásticos encontrados en ambos estudios. Además, es importante considerar que las especies en esta región eran de cultivo y normalmente para los mejillones y ostiones suelen utilizarse estructuras plásticas que permiten su establecimiento en el agua, si bien en el caso de la almeja manila no se cuenta con información de cómo es su desarrollo cuando son cultivadas.

Para la región del Alto Golfo de California, en donde dos de las almejas silvestres analizadas en este estudio fueron extraídas, tenemos dos puntos de estudio analizados por Piñon-Colin y colaboradores (2018), que pueden tener relación con las características de los microplásticos encontrados en los bivalvos. La playa de San Felipe es una zona turística urbana (superdesarrollada) y la playa La Perla es considerada rural (subdesarrollada). La primera presentó una abundancia de 51-100 MPs/kg de arena con mayor abundancia de fibras (96 %) y menos de 2 % de otras partículas como pellets. Pero la segunda presentó cantidades mayores, de 251-320 MPs/kg de arena y de igual manera predominaron las fibras (90 %) y cerca del 5 % estuvieron constituidas por microesferas. En esta playa, los autores mencionan se detectó una descarga de aguas residuales, lo cual podría favorecer la presencia de fibras, ya que distintos investigadores atribuyen estas partículas a la descarga de aguas domésticas e industriales. En la almeja *C. cortezi* encontramos más fibras que otras partículas y en la almeja *D. ponderosa* encontramos más del 50 % de pellets en sus tejidos. Al sur de la península, la laguna de Guerrero Negro coincide con la procedencia de dos especies de almejas analizadas en el presente estudio (en la Laguna Manuela). En este punto, los autores encontraron abundancias relativamente bajas, de 51-100 MPs/kg de arena y el 78 % correspondió a fibras. En este estudio, las abundancias más bajas de entre estas dos especies se presentaron en la almeja *A. tuberculosa* (0.67 ± 0.65 MPs/individuo y 0.03 ± 0.03 MPs/g de tejido húmedo). El porcentaje de fibras encontradas en esta especie (70 %) coincide con las fibras encontradas en los sedimentos de las playas de la Laguna de Guerrero Negro. Cabe destacar que tanto esta playa como la Laguna Manuela, son playas semicerradas y consideramos lo que mencionan los autores: solo algunas bahías cerradas están predispuestas a acumular microplásticos dependiendo la forma y dinámica de las mismas, y que las actividades desarrolladas en la zona son fundamentales para la determinación morfológica de los microplásticos. Por el contrario, en la almeja chocolate *M. squalida* las abundancias de microplásticos/individuo fueron de las más altas 4.08 ± 10.1 MPs/individuo respecto a las otras seis especies, pero una de las más bajas cuando consideramos el peso de tejido húmedo 0.12 ± 0.26 MPs/g. En este caso, los pellets representaron el 69 % del total de las partículas, y en el estudio de Piñon-Colin y colaboradores (2018) los gránulos y microesferas en conjunto representan solo el 11 %. Las coloraciones observadas en ambos estudios coinciden en su mayoría, ya que para las fibras, los colores negro y azul fueron los predominantes. También las coloraciones como verdes, rojos y blancos estuvieron presentes, aunque en mayor proporción, lo que demuestra una variabilidad morfológica de los microplásticos tanto en organismos como en sedimentos. Esto también podría relacionarse, porque tanto el agua como los sedimentos están en constante dinámica, lo cual puede explicar la presencia o ausencia de algunas formas de partículas. Como lo indican los autores del estudio de Piñon-Colin y colaboradores (2018), el alto porcentaje de fibras encontradas en los sitios de muestreo sugiere que las descargas de aguas residuales son la principal fuente potencial de microplásticos en la mayoría de las playas, esto para el caso de la región de Ensenada. La literatura menciona que, en esta zona, existe la presencia de al menos diez PTAR's públicas, con un vertido total de $3,114 \text{ L/s} - 1$ ($98,203 \text{ m}^3 / \text{año}$) (Sánchez-García, 2012).

Otro estudio que muestra evidencia de microplásticos en especies de consumo (peces) en la región de la Bahía Magdalena en B.C.S., fue el de Jonathan y colaboradores (2021), en el

que se demostró que el 66 % de los peces de distintos hábitats (en su mayoría demersales) y gremios de alimentación (en su mayoría carnívoros) contenían microplásticos (en su mayoría, fibras de colores blancos). Los autores destacaron que el número máximo de partículas en peces demersales se relaciona con las características de alimentación cercana al fondo marino (considerado como un sumidero de desechos plásticos) y que estas partículas pueden ingerirse por medio de sus presas (transferencia trófica). Además, las formas de los microplásticos presentes se atribuyen al desgaste de equipos utilizados en las actividades de pesca y acuicultura, así como a equipos de actividades recreativas. Por otro lado, los colores predominantes de estas partículas se asemejan con partículas de alimentos (blancas) y con materiales de pesca (azules). Las muestras fueron recolectadas durante el mes de octubre, y durante esta época la región es impactada por los huracanes del Pacífico, lo que hace suponer que los peces debieron presentar mayor cantidad de microplásticos durante estos periodos.

Un estudio más cercano a uno de los puntos de extracción de tres de los bivalvos de este estudio fue en Bahía de Todos Santos en Ensenada, B.C. En este estudio Ramírez-Álvarez y colaboradores (2020) analizaron muestras de aguas superficiales y sedimentos durante 2016 y 2017, encontrando abundancias similares de fibras y fragmentos (47 %) en aguas superficiales, mientras que en los sedimentos predominaron los fragmentos (70 %). También, analizaron los efluentes de tres plantas de tratamiento aledañas a la zona, encontrando más fibras (65 %). Los tamaños encontrados oscilaron entre 250 a 1,000 μm . Los muestreos realizados por Ramírez-Álvarez y colaboradores (2020) fueron realizados durante el mes de agosto para los dos años, y los organismos utilizados en el presente estudio fueron adquiridos en el mismo mes, pero en 2020. Los bivalvos obtenidos en la Bahía de Todos Santos eran especies cultivadas (almeja manila, mejillón y ostión). En el caso del mejillón y del ostión, son organismos que usualmente suelen estar adheridos/fijos a sustratos, pero considerando que son especies cultivadas en la zona, podemos atribuir la influencia del agua como principal medio de transporte de los microplásticos. Además, las estructuras que suelen utilizarse para su cultivo (usualmente suelen ser de materiales plásticos) pueden representar una fuente de entrada de microplásticos para estos organismos. En este caso, los autores mencionan, que la distribución de los microplásticos en aguas superficiales en la bahía se rige por el patrón de corrientes predominantes en el área (la Corriente de California, de norte a sur) en el que existe una circulación dinámica de agua superficial (entrada y salida de masas de agua) en la bahía. Para las tres especies, los microplásticos más abundantes encontrados en sus tejidos fueron fibras y fragmentos. Las especies que estarían interactuando en mayor medida con aguas superficiales serían los mejillones y los ostiones. Considerando los datos de Ramírez-Álvarez y colaboradores (2020), en las aguas superficiales se encontró el 47 % de fibras como de fragmentos, pero los resultados del presente estudio indicaron mayor porcentaje de fibras para ambas especies (63 y 66 %, respectivamente). Para el caso de la almeja manila, se encontró mayor cantidad de fragmentos (55 %). Esta especie se encuentra relacionada naturalmente con los sedimentos, y considerando los resultados de Ramírez-Álvarez y colaboradores (2020), los porcentajes son mayores para las fibras (70 %). Es por ello, que consideramos relacionar el patrón de las corrientes de influencia, las actividades de acuicultura que se realizan en la zona y la presencia de plantas de tratamiento cercanas a la costa de Ensenada como posibles fuentes de entrada de microplásticos y su relación con las

matrices ambientales. En este caso, se puede relacionar la presencia de fibras con la fragmentación de las líneas de cultivo y las cajas plásticas que se colocaron en la zona. Sin embargo, Ramírez-Álvarez y colaboradores (2020) mencionan que el agua superficial dentro de la bahía circula con sentido antihorario (ciclónico) durante la mayor parte del año (entra por la región sur de la bahía y sale por la región norte) y este fenómeno está formado por vientos dominantes y el flujo a lo largo del límite abierto controlado por el Sistema de Corrientes de California (CCS) (ver Figura 17). Esta información supone que las partículas y los escombros podrían permanecer durante periodos prolongados dentro de la bahía. En el caso de las fibras encontradas en las plantas de tratamiento, estas suelen relacionarse con los vertidos de las aguas residuales domésticas y de la industria textil establecida al sureste de la ciudad y cercana a estas plantas (ver Figura 16). Debemos considerar que la batimetría podría explicar la distribución de los microplásticos. Además, la proximidad de otras fuentes potenciales de este tipo de partículas como las actividades acuícolas, podría contribuir al incremento de la concentración de microplásticos en la zona. También, la materia orgánica en la columna de agua podría actuar como un medio de precipitación/transporte de microplásticos al sedimento. Otras posibles fuentes de microplásticos son los arroyos, aunque los autores mencionan que el área de estudio se caracteriza por ser una zona de precipitaciones escasas, aunque no se descarta la introducción de plásticos y otros desechos al océano durante las lluvias. Por otro lado, las playas son otra fuente donde el transporte costero (mareas y viento) mueve los desechos plásticos generados por las actividades antrópicas locales y el turismo. También se sugiere que hay una contribución del transporte eólico hacia la Bahía de Todos Santos, proveniente del desarrollo agrícola, otra posible fuente de transporte y entrada de microplásticos como lo mencionamos en apartados anteriores.

Las políticas nacionales enfocadas a la conservación y uso sostenible de los recursos marinos en México son casi nulas. En el Plan Nacional de Desarrollo 2019-2024 (DOF, 2019) no se incluye aún de información referente al tema aquí abordado. Debe existir una responsabilidad referente a normativas en zonas costeras por parte la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, también se debe trabajar en conjunto con los municipios locales, atribuyendo responsabilidad del cuidado de las playas. Sin embargo, muchas veces no cuentan con recursos e infraestructura para dichas labores de cuidado y conservación paisajística. Actualmente, solo se han desarrollado dos instrumentos regulatorios por parte de las autoridades a nivel federal; 1) el programa de “Playas Limpias” (SEMARNAT, 2019), enfocado al monitoreo de la calidad del agua, y 2) Programa de certificación voluntario que evalúa la sostenibilidad de las playas (DOF, 2006). El programa de “Playas limpias” debería prevenir la presencia de microplásticos (evaluando la presencia de residuos sólidos), e incluir la evaluación y adecuación de infraestructuras de saneamiento de aguas y de las plantas de tratamiento de aguas residuales. Además, se deberían implementar programas de gestión de residuos valorados y evaluados adecuadamente para su aplicación y conocimiento por parte de la población. Por otro lado, supondríamos que problemas en la economía local podrían despertar un mayor interés por parte de las autoridades locales. El Programa de Certificación Voluntario sigue la normativa (NMX-AA-120-SCFI-2006) que establece parámetros de calidad específicos para diferentes factores ambientales, y en este se incluye la gestión de residuos. Pero es importante mencionar que únicamente han sido reconocidas nueve playas

mexicanas en la categoría de “Playa limpia sostenible” por parte de las autoridades. Algo sumamente importante es considerar que es necesario incentivar y apoyar a los gobiernos locales y, establecer esquemas de promoción por parte de las autoridades federales, para capacitar, financiar, gestionar y guiar a cada miembro de la sociedad para hacer esto posible (Álvarez-Zeferino *et al.*, 2020). Es claro que en la normativa de México no se han incluido los microplásticos como indicadores ambientales, pero con la recopilación de información de estudios que incluyan la de evaluación de estos contaminantes se puede contar con elementos de análisis que generen respuestas alentadoras que nos ayuden a establecer políticas públicas en pro de una mejora ecológica, ambiental y de seguridad alimentaria.

5.5. Relación de la abundancia de microplásticos con los parámetros biométricos (longitud total de la concha y peso total del organismo con concha) en los organismos clasificados por su tipo de producción, hábitat y zona de extracción

Las siete especies de bivalvos analizadas fueron asignadas a tres categorías para el análisis de correlación; la primera consistió en clasificar de acuerdo con el tipo de producción de los organismos: A) silvestres y B) cultivados. La segunda, consideró el hábitat general de cada especie, teniendo: a) epifaunales y b) infaunales. La tercera incluyó las zonas de procedencia de los organismos: I) la Bahía de Todos Santos, II) el Alto Golfo de California, y III) la Laguna Manuela, B.C.S (ver Anexo B).

El análisis general mostró que, las abundancias de los MPs/g de tejido se correlacionaron negativamente con las variables morfométricas: MPs/g VS peso del tejido húmedo (g), ($r_s = -0.68$, $p < 0.05$) y MPs/g VS longitud total de la concha (cm), ($r_s = -0.62$, $p < 0.05$) (ver Anexo B). Estos resultados indican que los organismos con mayor peso y longitud retienen una menor cantidad de microplásticos por gramo de tejido.

Los resultados obtenidos sobre la cantidad de MPs/individuo no arrojaron correlaciones significativas. Distintas investigaciones han demostrado resultados similares. Por ejemplo, Gedik y Eryasar (2020) analizaron mejillones silvestres en Turquía y no encontraron correlación alguna entre los MPs/individuo VS longitud de la concha y los MPs/individuo VS el peso del tejido húmedo, lo cual podría coincidir con los resultados del presente trabajo. No obstante, Gedik y Eryasar (2020) solo analizaron al mejillón *M. galloprovincialis*, y en la presente investigación se estudiaron siete especies. Otros autores tampoco observaron correlaciones entre los MPs/individuo VS el peso del tejido húmedo y los MPs/individuo VS la longitud de la concha en mejillones de Reino Unido (Scott *et al.*, 2019).

En contraste, en algunos estudios se ha observado una relación. En Noruega se encontró una correlación positiva entre el número de MPs/individuo VS el peso del tejido húmedo en mejillones de *Mytilus* spp. (Brate *et al.*, 2018). En este caso, los autores demostraron que los mejillones más grandes fueron más propensos a retener microplásticos que los de menor tamaño. También, Dowarah y colaboradores (2020), encontraron una correlación directa positiva ($r = 0.69$, $p < 0.05$) entre los MPs/individuo y el peso total de almejas y mejillones (con concha) de India, pero no observaron correlación entre el número de MPs/individuo y el peso del tejido húmedo de los organismos. Estos resultados sugieren que ambas variables (MPs/individuo VS peso con concha) varían de manera concomitante lo que significa que: a

mayor peso, las cantidades de microplásticos que retienen los organismos son mayores. Si bien los estudios mencionados consideraron el peso completo de los organismos. En el presente estudio se consideró únicamente el peso del tejido húmedo, debido a que los microplásticos se encontraron en este y no se analizó el líquido intervalvar. Además, el estudio de Dowarah y colaboradores (2020), solo se analizaron dos especies silvestres (almejas y mejillones), mientras que en nuestro caso se analizaron siete especies de bivalvos tanto cultivados como silvestres, que incluyeron almejas, mejillones y ostiones.

La consideración del peso total podría ser importante en las correlaciones obtenidas en los estudios mencionados, ya que en las diferentes especies la proporción entre el peso total y el peso del tejido húmedo varía. En el caso del mejillón verde *Perna viridis* se indicó que había mayor proporción de tejido húmedo, en comparación con la almeja *Meretrix meretrix*. Esto significa que la concha ocupa mayor peso en la almeja comparada con el mejillón. Este tipo de comparaciones no se realizó en este estudio, pero se pudieron apreciar diferencias en las proporciones de peso de las especies analizadas. Por ejemplo, la almeja arenera (*C. cortezii*) cuyo peso completo promedio fue de 53.25 g y el peso de tejido húmedo de 6.00 g, esto es, el peso del tejido representó el 11.3 % del peso total, mientras que en el mejillón (*M. galloprovincialis*) de 14.67 g y 6.17 g, respectivamente, el peso del tejido representó el 42% del peso total. Se pudo apreciar que el peso total promedio de la almeja fue casi nueve veces mayor que el peso del tejido húmedo promedio, mientras que en el mejillón fue apenas algo mayor que el doble del peso del tejido húmedo. Algunos estudios mencionan que la acumulación y retención de microplásticos se puede deber a los diferentes mecanismos, a través de los cuales las especies procesan los microplásticos ingeridos (por ejemplo, a las tasas de bombeo y/o filtración). Así mismo, otros posibles factores de incidencia pueden ser: el tipo de producción de cada especie, el hábitat en el que se encuentran y la región en donde estos organismos se encuentran distribuidos.

Respecto al tipo de producción, los organismos silvestres presentaron correlaciones negativas significativas, de los MPs/g con los parámetros de peso del tejido húmedo (g) y la longitud total de la concha (cm), ($r_s = -0.40$, $p < 0.01$ y $r_s = -0.38$, $p < 0.01$), respectivamente. Si bien, estas indican una mayor cantidad de microplásticos en organismos de menor peso y tamaño, las especies cultivadas (procedentes de la Bahía de Todos Santos) presentaron correlaciones negativas significativas, valores más altos ($r_s = -0.66$, $p < 0.01$ en el peso) y ($r_s = -0.63$, $p < 0.01$, en la longitud) (ver Anexo B).

Considerando el hábitat, los resultados fueron similares en organismos infaunales y epifaunales. Los organismos relacionados estrechamente con los sedimentos (infaunales), mostraron correlaciones negativas entre los MPs/g de tejido húmedo y el peso ($r_s = -0.63$, $p < 0.01$) y la longitud ($r_s = -0.62$, $p < 0.01$). De la misma manera, los organismos epifaunales mostraron correlaciones negativas de los MPs/g VS el peso ($r_s = -0.61$, $p < 0.01$) y VS la longitud ($r_s = -0.54$, $p < 0.01$) (ver Anexo B).

Finalmente, respecto a la zona de extracción de los organismos, las correlaciones negativas y significativas de los MPs/g VS el peso ($r_s = -0.55$, $p < 0.01$) y VS la longitud ($r_s = -0.46$,

$p=0.02$) se observaron en organismos de la región del Alto Golfo de California, mientras que en la Laguna Manuela las correlaciones no fueron significativas.

Lo anterior indica que los organismos con tamaños y pesos menores retienen mayor cantidad de microplásticos, y esto se pudo observar tanto en las especies silvestres, como en las cultivadas; en las que son infaunales y epifaunales y en las que se extrajeron de la zona del Alto Golfo de California y la Bahía de Todos Santos, a excepción de la Laguna Manuela, sitio en el cual no se demostró relación de los microplásticos presentes en la almeja pata de mula ni para la almeja chocolate con su longitud o peso. Lo anterior puede deberse a las bajas cantidades de microplásticos encontradas en estas dos especies. Además, de acuerdo con la literatura, esta es una de las zonas con menor influencia de actividades humanas. Las aguas de esta zona están certificadas para cultivo y producción de bivalvos de acuerdo con el CESAIBC (2012). Cabe destacar que la mayor cantidad de microplásticos se determinaron en las especies cultivadas que pertenecían a la Bahía de Todos Santos. La mayor contaminación de las especies cultivadas podría explicarse por la degradación de los materiales plásticos (PE, PP, poliéster, entre otros) utilizados en la acuicultura como recolectores, cuerdas, redes y conductos utilizados desde la recolección de semilla hasta la etapa de engorda (Phuong *et al.*, 2018a), así como por la presencia de aportes de aguas residuales, residuos de la industria textil, actividades turísticas y acuícolas que se desarrollan en la región de Ensenada.

Al considerar los MPs/individuo VS el peso y la longitud, no se observaron correlaciones significativas ($p>0.05$) (ver Anexo B). Estos resultados demuestran que los microplásticos detectados por individuo VS las variables morfométricas, no son un buen indicador de asociación de las características morfológicas de los organismos respecto a la cantidad de microplásticos acumulados.

Otros trabajos tampoco han comprobado la relación de los microplásticos con variables ambientales. El trabajo de Phuong y colaboradores (2018a) evidenció que tanto el sitio de muestreo, la temporada, el modo de vida y/o cualquier combinación de estos tres, no se revelaron como factores de influencia relevantes en el análisis cuantitativo y cualitativo de MPs en bivalvos (*M. edulis* y *C. gigas*) provenientes de las costas francesas.

Con frecuencia, los investigadores sugieren que las diferencias entre los resultados pueden explicarse por los niveles de contaminación por microplásticos en cada región; el tipo de ambiente, ya que no es lo mismo analizar organismos de aguas dulces o marinos; y también se ven implicadas las variables estacionales del estudio (Catarino *et al.*, 2018). Lo descrito anteriormente muestra la necesidad de realizar estudios de laboratorio para poder comprender los efectos de la captación y depuración de los microplásticos en relación con el tamaño de los organismos. Así mismo, deben considerarse otros parámetros que permitan determinar si existe una asociación o no de los niveles de microplásticos presentes en especies de bivalvos silvestres y cultivados en comparación con factores ambientales (Brate *et al.*, 2018).

5.6. Implicaciones de la contaminación por microplásticos en la salud de los bivalvos

En la mayoría de los estudios se menciona que la presencia de microplásticos en organismos no solo puede asociarse a la cantidad, ni a las características de las partículas, sino que debe

tomarse en cuenta que estos microplásticos tienen la capacidad de absorber diferentes contaminantes presentes en los ambientes naturales. Anteriormente se describió la variedad de estos contaminantes en la sección 1.7 (COP, PCB, dioxinas, metales, etc.). Los plásticos, constituyen una fuente potencial de exposición para los organismos marinos. Además de que los plásticos contienen una variedad de aditivos (plastificantes, retardantes de llama, colorantes, estabilizadores, agentes espumantes, biocidas, etc.) los cuales pueden generar efectos negativos, de manera que la asociación con los contaminantes tradicionalmente reconocidos permite considerar a estos contaminantes como peligrosos al adicionarse con los contaminantes presentes en los compartimentos ambientales (GESAMP, 2013, 2016; Naji *et al.*, 2018).

Considerando las abundancias y concentraciones de microplásticos en este y otros estudios, es pertinente discutir las implicaciones en términos de la salud para algunas especies. Algunos estudios han investigado la absorción de microplásticos en mejillones, en los cuales se ha demostrado la translocación de partículas al sistema circulatorio de *M. edulis* (Browne *et al.*, 2008). El estudio de Van Cauwenberghe y colaboradores (2015) evidenciaron la transferencia por la absorción de microplásticos a mejillones y lombrices en hábitats naturales, mientras que Setälä y colaboradores (2016) demostraron que los bivalvos ingirieron una mayor cantidad de perlas en comparación con otros grupos de organismos. Algunas otras evidencias han demostrado efectos biológicos, como deterioro inmunológico relacionado con la absorción de hidrocarburos (Avio *et al.*, 2015). Impactos fisiológicos subcelulares (deterioro reproductivo), hasta la reducción del crecimiento y la transferencia trófica también han sido analizados (Farrell y Nelson 2013; Sussarellu *et al.*, 2016). Además, se demostraron daños en ADN, mostrando una capacidad antioxidante, neurotoxicidad y daño oxidativo en la almeja *Scrobicularia plana* (expuesta a perlas de poliestireno, 1 mg/L) (Ribeiro *et al.*, 2017). Este tipo de estudios han proporcionado datos innovadores sobre los impactos de los microplásticos en invertebrados, lo que ayuda a predecir el impacto ecológico en los ecosistemas marinos e incluso en la salud humana. Existe una creciente evidencia de que los microplásticos son absorbidos por los bivalvos en mayor medida que otras especies y que la exposición a largo plazo puede generar impactos perjudiciales para la salud de los organismos, de los humanos que los consumen y de los ecosistemas en conjunto.

5.7. Comparación del cálculo de la ingesta dietética anual de microplásticos por consumo de mariscos (bivalvos) en la población mexicana

Como podemos observar, es necesario resaltar que la presencia de microplásticos y sustancias químicas asociadas en alimentos de consumo humano, específicamente en organismos acuáticos, es un tema de preocupación tanto para la salud ambiental de cada país como para la seguridad alimentaria humana en cada región. A nivel mundial, el suministro de alimentos del mar, tanto por captura, como de la producción acuícola alcanzó los 178.5 millones de toneladas en 2018, aumentando un 3.4 % en comparación con 2017. El consumo mundial de pescado para el año 2018 muestra una cifra de 20.5 kg per cápita (FAO, 2020). Si consideramos el consumo nacional, en este caso para México, los datos del Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca, (CONAPESCA, 2018) arrojan una cifra de consumo per cápita de productos pesqueros de 12.95 kg. De esta cifra podemos considerar el consumo por

especie, que en este caso, únicamente se consideraría al ostión y a la almeja, los cuales representan 0.41 y 0.19 kg, respectivamente, lo que da un total de 0.60 kg/persona/año. Por otro lado, las cifras de los balances de alimentos de la FAOSTAT (2018) indican que la cantidad de consumo de alimentos, considerando “moluscos y otros” es de 0.99 kg/persona/año. Con estos datos proporcionamos una estimación de la ingesta de microplásticos al consumir bivalvos de las costas mexicanas. Teniendo en cuenta la carga de microplásticos en cada una de las especies analizadas en este estudio y los datos aparentes de consumo, se obtuvieron los valores más bajos de ingesta de 18 y 30 MPs/persona/año para la almeja pata de mula (*Anadara tuberculosa*), y las cifras más altas fueron calculadas para la almeja manila (*Tapes philippinarum*) de 408 y 673 partículas/persona/año (estas cifras resultaron del consumo de mariscos por parte de la CONAPESCA y FAO, 2018 respectivamente) (ver Tabla 7 y Anexo A, para comparar con otras especies y países).

Como podemos observar, las cifras calculadas por especie con mayor ingesta de microplásticos han sido reportadas en el mejillón de cultivo *M. galloprovincialis* de China (IMPs = 31.478 MPs/persona/año), en el ostión japonés de cultivo *C. gigas* de Canadá (IMPs = 663,936 MPs/persona/año), en la almeja de manila silvestre *T. philippinarum* de Canadá (IMPs = 5,304 MPs/persona/año), en la almeja silvestre *A. granosa* de Indonesia (IMPs = 4,410 MPs/persona/año) y en la almeja silvestre *Cyclina sinensis* de China (IMPs = 41,706 MPs/persona/año) (ver Tabla 7). En este caso, para México, las cifras de ingesta de microplásticos calculadas fueron mucho más bajas respecto a los países descritos anteriormente. Sin embargo, algunas cifras coincidieron con la cantidad de microplásticos ingeridos, por ejemplo, en España, la IMPs calculada fue de 367 MPs/persona/año para el mejillón *M. galloprovincialis*. Para México, el valor calculado fue de 234 y 386 MPs/persona/año, se puede observar que la cantidad de microplásticos ingeridos por persona en México fue de casi ciento treinta MPs menos y de veinte MPs más respecto a España (ver Tabla 7).

Aunque algunas de las especies analizadas en el presente estudio cuentan con otras investigaciones que sirven para comparar los datos, otras no han sido reportadas. Tal es el caso de la mayoría de las almejas silvestres (*C. cortezi*, *D. ponderosa* y *M. squalida*). Sin embargo, la almeja silvestre pata de mula *A. tuberculosa*, hasta la fecha tiene dos estudios, uno en África por Mayoma y colaboradores (2020) para la especie *A. antiquata* y otro en Indonesia por Fitri y Patria (2019). Este último, es el único que ayuda a estimar la ingesta de microplásticos en la población del sudoeste asiático por consumo de la almeja *A. granosa*, tendiendo un IMPs de 4,410 MPs/persona/año. Esta cifra es mucho mayor comparada con la estimada en el presente estudio, de 18 a 30 MPs/persona/año.

Tabla 7. Estudios comparativos de la ingesta dietética anual de microplásticos, considerando la misma especie para algunos casos*, el mismo género** y en otras la misma familia***. Las comparaciones también consideraron especies cultivadas o silvestres según el tipo de producción de las especies analizadas en este estudio.

País/tipo de producción	Especies	Tipo de microplásticos	Abundancia promedio de MPs/g	Consumo de mariscos cifras de 2018 (g/persona/año)	IMPs (MPs/persona/año)	Referencia
China (Cultivo)	<i>Mytilus galloprovincialis</i> *	Fibras, fragmentos y gránulos	3.17	9,930 ^a	31,478	Ding <i>et al.</i> , 2018
España Italia (Cultivo)		Fibras y fragmentos	0.04 ± 0.09 0.25 ± 0.26	9,170 ^a 5,360 ^a	367 1,340	Vandermeersch <i>et al.</i> , 2015
Grecia (Cultivo)		Fragmentos	2.5 ± 0.3	600 ^a	1,500	Digka <i>et al.</i> , 2018
México (Cultivo)		Fibras y fragmentos	0.39 ± 0.30	990 ^a 600 ^b	386 234	Este estudio
Canadá (Cultivo)	<i>Crassostrea gigas</i> *	Pellets	212.80 ± 153.80	3,120 ^a	663,936	Murphy, 2018

Francia (Cultivo)		Fibras y fragmentos	0.18 ± 0.16	5,210 ^a	938	Phuong <i>et al.</i> , 2018
México (Cultivo)		Fibras, fragmentos y espumas	0.22 ± 0.16	990 ^a 600 ^b	218 132	Este estudio
Canadá (Cultivo)		Fibras	1.7 ± 1.2	3,120 ^a	5,304	Davidson & Dudas 2016
Corea del Sur (Cultivo)	<i>Tapes (Venerupis, Ruditapes) philippinarum*</i>	Fragmentos	0.34 ± 0.31	9,750 ^a	3,315	Cho <i>et al.</i> , 2021
México (Cultivo)		Fibras, fragmentos y espumas	0.68 ± 0.41	990 ^a 600 ^b	673 408	Este estudio
Indonesia (Silvestre)	<i>Anadara granosa**</i>	Fibras y fragmentos	9.8 ± 2.26	450 ^a	4,410	Fitri y Patria (2019)
México (Silvestre)	<i>Anadara tuberculosa</i>	Fibras, fragmentos y espumas	0.03 ± 0.03	990 ^a 600 ^b	30 18	Este estudio
China (Silvestre)	<i>Meretrix lusoria***</i>	Fibras, fragmentos y pellets	4	9,930 ^a	39,720	Li <i>et al.</i> , 2015
	<i>Cyclina sinensis***</i>	Fibras, fragmentos y pellets	4.2		41,706	

Irán (Silvestre)	<i>Amiantis umbonella</i> ***	Fibras, películas, fragmentos y pellets	2.7	210 ^a	567	Naji <i>et al.</i> , 2018
	<i>Amiantis purpuratus</i> ***		3.1		651	
México (Silvestre)	<i>“Polymesoda caroliniana”</i>	Fibras y fragmentos	0.51 ± 0.39	990 ^a 600 ^b	510 306	Alvarado-Aguilar <i>et al.</i> , 2018
	<i>Chione cortezi</i>		0.25 ± 0.17		248 150	
	<i>Dosinia ponderosa</i>	Fibras, fragmentos, espumas y pellets	0.08 ± 0.12		79 48	Este estudio
	<i>Megapitaria squalida</i>		0.12 ± 0.26		119 72	

Cifras oficiales de FAOSTAT ^(a) y CONAPESCA ^(b), 2018.

“ ” No pertenece a alguna familia de las especies analizadas en este estudio. Sin embargo, es una especie analizada en Veracruz, Golfo de México.

Se estima que aproximadamente la mitad de los mariscos se cultivan (acuicultura) y la otra mitad se captura en el medio silvestre. Smith y colaboradores (2018) mencionan que es posible controlar las condiciones ambientales en la acuicultura, ya sea criando animales en estanques o cuerpos de agua seleccionados y certificados. También suponen, que los animales generalmente tienen una esperanza de vida más corta en la acuicultura que en la naturaleza, lo que podría suponer menos oportunidades y tiempo para la exposición y absorción de microplásticos. Sin embargo, en el presente estudio se pudo notar una tendencia opuesta a esto, ya que los organismos cultivados presentaron las mayores concentraciones de microplásticos, respecto a los organismos silvestres. Los cálculos de la IMPs fueron mayores en especies cultivadas en distintos países europeos, asiáticos y americanos. Debido a los pocos estudios, existe incertidumbre sobre las diferencias en las cantidades de microplásticos presentes en mariscos cultivados y silvestres. También, se debe considerar que el consumo específico de alimentos no es muy claro, ya que las cifras de consumo de bivalvos están generalizadas, por lo que se han incluido en la categoría de moluscos, los cuales pueden comprender a los gasterópodos y cefalópodos, lo que significaría sobreestimar los datos.

Considerando los tres continentes a los que pertenecen los países a los que se les calculó la IMPs, se puede destacar que: para el continente norteamericano, la población canadiense estaría expuesta a 669,240 MPs/persona/año al consumir ostiones *C. gigas* y almejas de manila *T. philippinarum* cultivados. En el continente asiático, las personas estarían expuestas a ingerir aproximadamente 87,054 MPs/persona/año si consumieran almejas silvestres (*Anadara granosa*, *Meretrix lusoria*, *Cyclina sinensis*, *Amiantis umbonella* y *A. purpuratus*). Por otro lado, la exposición por consumo de especies cultivadas en el mismo continente sería de 34,793 MPs/persona/año considerando al mejillón del Mediterráneo *M. galloprovincialis* y a la almeja de manila *T. philippinarum*. En Europa, las personas podrían estar expuestas a 4,145 MPs/persona/año si consumen mejillones y ostiones. Por último, en América Central la población mexicana estaría expuesta a 1,277 MPs/persona/año cuando consume bivalvos cultivados como el mejillón del Mediterráneo, el ostión japonés y la almeja de manila. Para el caso de los organismos silvestres, la ingesta de microplásticos sería de 986 MPs/persona/año cuando se consumen almejas (*A. tuberculosa*, *C. cortezi*, *D. ponderosa*, *M. squalida* y la almeja de fango del Golfo de México, *Polymesoda caroliniana*).

La exposición a microplásticos a través de la dieta alimentaria, así como los riesgos para la salud asociados a este tipo de contaminación son un tema poco desarrollado. Por ejemplo, en Europa la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) desde 2016, ha examinado la literatura existente sobre el tema. Esta misma señaló la insuficiencia de datos disponibles sobre la presencia, toxicidad y destino (durante y después de la ingestión de dichos materiales) que podrían ayudar a realizar una evaluación completa del riesgo.

Con base en los resultados del presente estudio, la población mexicana se encontraría en la base de una pirámide de riesgo y en el pico, se posicionaría la población canadiense, ambos pertenecientes al continente americano, central y norte, respectivamente. Es evidente que estos valores difieran considerablemente de un país a otro, y esto es precisamente debido a que el consumo de este tipo de alimentos es distinto en cada región y, por lo tanto, existen diferentes tradiciones culinarias. También se puede asociar a las diferentes etapas de edad.

En Europa, por ejemplo, el consumo de moluscos puede diferir de una etapa a otra. Los principales consumidores se encuentran en Bélgica (ancianos) con un consumo per cápita de 72.1 g/día, mientras que en Francia (adolescentes) e Irlanda (adultos) el consumo per cápita es de 11.8 g/día para ambos países (Van Cauwenberghe y Janssen, 2014).

También, la EFSA ha estimado el consumo aparente de microplásticos por porción de bivalvos. Relativamente, este cálculo se puede hacer de forma sencilla, y para estimar el consumo aparente de microplásticos por la población mexicana se consideró la suma de los pesos de los tejidos húmedos (g) de los ostiones y de la almeja pata de mula, multiplicados por la abundancia promedio de MPs/g de tejido húmedo de cada uno (ver Tabla 7). La suma del tejido de los ostiones fue de 101 g (n=12) y de 267 g (n=12) para la almeja pata de mula. El consumo aparente de microplásticos sería de 22 microplásticos por consumo de doce ostiones. Para la almeja pata de mula el consumo aparente indicó ser menor, de 8 microplásticos por docena. Estas cifras sugieren que una persona mexicana estaría ingiriendo hasta 8,030 y 2,920 microplásticos al consumir ostiones y almejas al año. Sin embargo, estas estimaciones no serían del todo exactas, debido a que el consumo de este tipo de alimentos suele ser variado, es decir, que una persona no suele consumir diariamente bivalvos.

Como podemos visualizar, existen distintos factores que intervienen en la estimación de la ingesta de microplásticos. Es por ello que debemos considerar realizar encuestas locales sobre los hábitos de consumo y de preferencia de consumo de bivalvos y otros organismos que forman parte de la dieta alimentaria. Aunado a esto, Van Cauwenberghe y Janssen (2014) evidenciaron que la ingesta de microplásticos por consumo de mejillones se reduce hasta un 14 % cuando los mejillones se cuecen (1,395) y crudos aportan hasta 1,620 microplásticos. También se debe conocer cuál es el consumo específico por etapa de edad, considerando hombres y mujeres ancianos, adultos, adolescentes, niños y mujeres embarazadas. Esto a su vez, permitiría conocer cuáles serían los miembros más vulnerables a este tipo de contaminantes. Wakkaf y colaboradores (2020) mencionan que el consumo de este tipo de alimentos es mucho más importante en las zonas costeras que en las del interior; ya que en su estudio determinaron que el consumo es escaso e incluso nulo por parte de la población de la región central africana. En ausencia de un valor internacional de referencia relativo a la ingesta anual tolerable de microplásticos en humanos a través de la ingestión de mariscos, no es posible realizar una evaluación de riesgo sobre la exposición de los seres humanos a microplásticos ingeridos. Y, aunque los valores de ingesta de microplásticos calculados en este estudio son relativamente los más bajos comparados con los registrados en otros países del mundo, parece que los consumidores mexicanos son los menos afectados, sin embargo, esto no significa que no puedan generarse efectos sobre las personas consumidoras de mariscos y es precisamente esta falta de información la que nos hace cuestionar que tanto significa estar consumiendo alimentos marinos contaminados con ciertas cantidades de microplásticos. Por lo anterior, es indispensable no subestimar o ignorar los riesgos potenciales para la salud asociados al consumo de cualquier alimento acuático.

La investigación aquí presentada proporciona la primera evaluación de la contaminación por microplásticos en moluscos bivalvos comestibles de la región del Pacífico Noroeste y Golfo de California, por lo que es difícil establecer una comparación cualitativa y cuantitativa con

otras especies de bivalvos. Sin embargo, en el estudio de Alvarado-Aguilar y colaboradores (2018) se analizó una especie comestible de almeja en la región del Golfo de México (Veracruz), lo cual permite comparar las abundancias y cargas promedio de los organismos para el mismo país. De manera general, en otras áreas marinas y otras especies de bivalvos, las concentraciones de microplásticos en los mariscos han sido obtenidas mediante distintos métodos de muestreo y análisis, lo cual dificulta una comparación adecuada con muchos de los estudios publicados anteriormente.

5.8. Implicaciones sobre la salud humana y análisis público de la contaminación de los mariscos por microplásticos

Aunque estos datos solo proporcionan una estimación (cuantitativa) generalizada del número de microplásticos ingeridos en bivalvos, estos nos ayudan a visualizar que tan grave es la exposición alimentaria de los consumidores regionales; esta información se utiliza como una herramienta aplicada por distintos autores en distintos estudios. Sin embargo, hace falta establecer encuestas locales del consumo específico de cada especie comestible por la población en cada región del país, lo que podría explicar el posible impacto de manera directa. Los datos sobre el peligro asociado a la exposición dietética de los nanoplásticos y microplásticos ingeridos por los seres humanos a través de la cadena alimentaria son escasos, o incluso, la información no está disponible (Naji *et al.*, 2018). Se sabe que los microplásticos actúan como contaminantes alimentarios, y a su vez, como portadores de otros compuestos, lo que representa una ruta adicional y emergente de contaminación para los seres humanos y otras sustancias tóxicas (Van Cauwenberghe y Janssen, 2014).

Los riesgos para la salud humana siguen siendo desconocidos, y es un punto importante que falta por estudiar, y aunque ya se han evidenciado efectos en otros organismos acuáticos, hace falta enfocarnos en el tema de salud humana y seguridad alimentaria. Aunado a esto, distintos autores, organizaciones no gubernamentales (ONG) e instituciones internacionales se han encargado de recopilar y analizar algunos de los impactos potenciales de los nano y microplásticos, en los que se han incluido la toxicidad de las partículas, los riesgos químicos, los efectos individuales y en conjunto de los microplásticos y otros contaminantes asociados a estos (GESAMP, 2015; EFSA CONTAM Panel, 2016; Vethaak y Leslie, 2016; Kirstein *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2018b). Es por ello que es sumamente importante considerar la percepción pública sobre el o los posibles riesgos de la ingesta de los microplásticos a través de los alimentos, especialmente porque sus impactos están siendo evidenciados ampliamente, y cada vez, hay más atención por parte de los medios de comunicación. Sin embargo, aún no se cuenta con información sobre la postura del sector comercial pesquero y acuícola; el cual, consideramos tendría un papel relevante debido a que, si en un futuro se llegasen a conocer los impactos y efectos verdaderos sobre la salud humana y seguridad alimentaria que derivan de estos contaminantes, podríamos suponer una disminución en el consumo de este tipo de alimentos, el cual como sabemos, son base fundamental y esencial de la dieta humana. Esto, provocaría bajas económicas y una reducción en el valor de los productos del mar sobre los distintos sectores económicos, considerando distintos países.

Es importante considerar que la conciencia pública del problema, la repulsión y la percepción del riesgo (exista o no en la realidad), pueden influir en el comportamiento de consumo, como

se demostró en el caso de los alimentos modificados genéticamente (GESAMP, 2015; Li *et al.*, 2018a). Pensando en esta situación, algunos estudios han demostrado que la depuración de microplásticos puede ser efectiva y podría considerarse como una forma de limpiar a los animales antes de la venta. Por otro lado, esto generaría consigo costos adicionales, los cuales tendrían mayor impacto en las pesquerías a pequeña escala o minoristas, y desde luego en el presupuesto económico del consumidor (GESAMP, 2015). No obstante, gracias a los distintos estudios regionales se ha demostrado que no solo la ingesta de mariscos es una vía de exposición humana, sino que otras fuentes de alimentos, como el agua potable, la miel, el azúcar, la cerveza y otros organismos terrestres o acuáticos, pueden ser fuentes de microplásticos. Además, existen otras rutas de transferencia de estos contaminantes, a las cuales estamos expuestos con mayor frecuencia y a todas horas, como el aire (EFSA CONTAM Panel, 2016; Wright y Kelly, 2017; Schymanski *et al.*, 2018; Catarino *et al.*, 2018; Li *et al.*, 2018a).

Debido a problemas de tiempo y por la situación actual de la pandemia por COVID-19, fue imposible realizar las pruebas analíticas como la FTIR o Raman, correspondientes para la discriminación y determinación de polímeros en las muestras de este estudio. Estas pruebas indudablemente son herramientas esenciales y complementarias para un correcto análisis de microplásticos, pues a su vez nos permite corroborar que las partículas encontradas en los tejidos de las especies analizadas sean efectivamente plásticos (Fernández-Saverini *et al.*, 2019).

Capítulo 6

Conclusiones y recomendaciones

Los resultados derivados a lo largo de este trabajo forman parte de un estudio preliminar para las costas del Pacífico Noroeste y Golfo de California, y forman parte de la segunda evidencia de la contaminación por microplásticos en uno de los principales grupos biológicos con importancia ecológica, económica y gastronómica a nivel mundial, los moluscos bivalvos.

Por lo tanto, los sitios de procedencia de las siete especies analizadas, para el Pacífico Noroeste (*Tapes philippinarum*, *Anadara tuberculosa*, *Megapitaria squalida*, *Mytilus galloprovincialis* y *Crassostrea gigas*) y para el Golfo de California (*Chione cortezi* y *Anadara tuberculosa*) forman parte de uno de los estados con mayor producción pesquera y acuícola dentro del país, además, la mayoría de las especies analizadas son exportadas a otros países por su calidad.

Se encontró que la abundancia de microplásticos fue mayor en la almeja manila *Tapes philippinarum* (0.68 ± 0.41 MPs/g) cuando se consideró el peso del organismo (g), pero no cuando se calculó por individuo (2.67 ± 1.87 MPs/individuo). En esta segunda categoría, la almeja chocolata (*M. squalida*) fue la que obtuvo la abundancia más alta (4.08 ± 10.11 MPs/individuo), pero baja respecto a la abundancia por peso 0.12 ± 0.26 MPs/g. Por otro lado, las abundancias más bajas se encontraron en la almeja pata de mula *Anadara tuberculosa* para ambas categorías, por peso (0.03 ± 0.03 MPs/g) y por individuo (0.67 ± 0.65 MPs/individuo). Estos resultados demostraron que, el tamaño no necesariamente influye en altas cantidades de microplásticos presentes en los tejidos de los organismos, ya que se

observó que la almeja manila fue la especie con menor tamaño promedio y la que presentó un mayor número de microplásticos en sus tejidos.

Los estudios referentes a la evaluación de microplásticos en la especie *Tapes (Ruditapes o Venerupis) philippinarum*, evidenciaron que, en esta almeja se han encontrado las abundancias más altas de microplásticos respecto a otras especies como los mejillones u ostiones, siendo estos dos últimos los de mayor consumo a nivel mundial.

Las especies cultivadas (*Tapes philippinarum*, *Mytilus galloprovincialis* y *Crassostrea gigas*) fueron las que presentaron las abundancias más altas de MPs/g. Considerando la zona de extracción de estas tres especies (Bahía de Todos Santos) se sugirió que las distintas actividades, las empresas y las infraestructuras desarrolladas en esta zona (acuicultura, PTAR's, industrias textiles y turismo) pudieron influir en dichas cantidades. Por otro lado, esta zona se encuentra cerca de la región del Gran Parche de Basura del Pacífico, factor que podría contribuir a las altas cantidades de partículas en los organismos. El tipo de partículas encontradas en las tres especies (fibras, fragmentos y espumas) se relacionó con estas posibles fuentes de entrada de los microplásticos. Además, de que en otros estudios evidenciaron altas cantidades y formas similares de microplásticos en agua y sedimentos cercanos a esta bahía.

Las bajas abundancias de MPs/g presentes en la mayoría de las especies silvestres (*Chione cortezi* y *Dosinia ponderosa*, para La Laguna Manuela) y (*Anadara tuberculosa* y *Megapitaria squalida*, para el Alto Golfo de California) pudieron asociarse a la zona de donde fueron extraídas. Por un lado, la Laguna Manuela corresponde a una bahía semicerrada, lo cual puede inferir en el aporte y distribución de microplásticos, así como posibles fuentes de entrada de estas partículas aún no conocidas. Por otro parte, esta laguna se encuentra certificada para el cultivo y engorda de bivalvos, en donde suelen utilizarse una serie de artefactos plásticos, los cuales al fragmentarse podrían contribuir como una fuente de entrada de microplásticos dentro de la zona. Por lo anterior, las formas abundantes en las dos especies fueron fragmentos y pellets, lo cual podría coincidir con las actividades mencionadas.

En el Alto Golfo de California, el aporte de aguas residuales por parte de presas aledañas a la zona permitió suponer que esta actividad actúa como una fuente de entrada de microplásticos. La abundancia de fibras encontradas en la almeja pata de mula coincidió con esta actividad. Mientras que la abundancia de pellets en la almeja chocolata, sugirió que existe un aporte industrial de este tipo de microplásticos primarios, o que estos se distribuyen por acción de eventos naturales y por la acción de las corrientes. A pesar de que esta zona se encuentra dentro de una Reserva de la Biósfera y que aparentemente las actividades antrópicas son reducidas, no se puede descartar la idea de que existen aportes de basuras plásticas en distinta magnitud.

Por otro lado, la mayoría de los tamaños de los microplásticos (43-4,506 μm), se encontraron en el intervalo de tamaños considerados como microplásticos, a excepción de cinco fibras con tamaños de 5,489 μm hasta 11,474 μm . Lo anterior permitió suponer que no solo los microplásticos están presentes en este tipo de organismos, sino que pueden incorporar

partículas más grandes. Por ello, estos resultados sientan bases para analizar otras categorías de mayor tamaño (macroplásticos) e incluso nanoplásticos.

Las características morfológicas de las partículas evidenciaron que las fibras son una de las formas que predominaron en los tejidos de los bivalvos. En gran medida, este tipo de partículas se asociaron con las descargas de aguas residuales, especialmente en la Bahía de Todos Santos.

Los colores blancos, negros y cafés estuvieron presentes en las cuatro formas de microplásticos encontradas en los tejidos de los bivalvos. Debido a la falta del análisis químico, es imposible determinar qué tipos de polímeros son los que pertenecen a estas partículas.

En contraste, las abundancias y las morfologías presentes en la almeja manila, el ostión japonés y el mejillón del Mediterráneo coincidieron con otros estudios, específicamente los reportados en Corea del Sur y China. Además de que estas especies son consideradas de mayor relevancia por su importancia ecológica, económica y por popularidad en la gastronomía.

Aunque las colectas de los organismos analizados no fue *in situ*, sugerimos que el análisis de correlación entre las abundancias de los microplásticos respecto a la biometría de los organismos (peso y tamaño), permitió entender el comportamiento y la asociación de los microplásticos en los organismos. Esta tendencia demostró, que organismos con pesos y tamaños menores presentaron una mayor cantidad de microplásticos en sus tejidos, considerando las tres categorías: para organismos silvestres y cultivados, para organismos infaunales y epifaunales y para los que se encuentran en la zona de la Bahía de Todos Santos y el Alto Golfo de California, a excepción de la Laguna Manuela, en donde no existió correlación alguna.

En general, estos hallazgos demuestran que los MPs están presentes en los tejidos de los bivalvos consumidos por la población mexicana, lo que los coloca como una fuente para la transferencia de MPs de los bivalvos a los consumidores. Se espera que más investigaciones conduzcan a una evaluación más precisa del riesgo humano y de la seguridad alimentaria, a nivel nacional e internacional.

Por lo tanto, los cálculos de la ingesta dietética anual de microplásticos demostraron que los valores calculados son menores respecto a otros países asiáticos, americanos y europeos, esto se refleja por el alto consumo de moluscos en otros países respecto a México. Aunque aún no conocemos los posibles riesgos sobre la salud del consumidor, es necesario alertar a la población en general. Las soluciones regulatorias globales podrían ser una solución para este problema, ya que se ha demostrado que los cambios en la legislación ambiental desde un sector local son una opción adecuada. También, se debe motivar el trabajo en conjunto tanto de las industrias, como del gobierno y de la población en general, los cuales son los que promueven el uso constante de materiales plásticos en su día a día. Esta visión ayudaría a disminuir tanto la producción, como el uso de plásticos, y a su vez motivarían a establecer una gestión en el manejo adecuado de los residuos sólidos. Trabajar en materias de educación

y prevención son opciones efectivas, ya que es necesario desarrollar campañas activas que involucren la participación de la población en general, lo cual podría generar conciencia sobre las afectaciones ocasionadas sobre el ambiente y en la salud humana.

Estos resultados sientan bases para poder llevar a cabo más investigaciones referentes a la contaminación por microplásticos en especies de consumo, pues debemos tomar en cuenta que es un tema de gran preocupación para la salud humana y del ambiente. También se necesitan formular nuevas hipótesis, así como soluciones a esta problemática emergente y considerar los impactos que se generan. Consideramos que es necesario conocer la situación de los residuos marinos en los sectores terrestres, ribereños y costeros que puedan influir en el aporte de estos contaminantes.

La situación actual de la pandemia por COVID-19 imposibilitó de manera parcial el análisis químico de los microplásticos encontrados en las siete especies de bivalvos analizados, este análisis es de suma importancia porque permite verificar que las partículas encontradas en las muestras biológicas sean realmente polímeros. Al respecto, esta parte de la metodología será necesaria para poder arribar a mayores conclusiones consideradas esenciales para este estudio.

Bibliografía

- Abidli, S., Lahbib, Y. & Menif, N. T. E. 2019. Microplastics in commercial molluscs from the lagoon of Bizerte (Northern Tunisia). *Marine Pollution Bulletin*, 142, 243-252. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.048>
- Adibi, J. J., Perera, F. P., Jedrychowski, W., Camann, D. E., Barr, D., Jacek, R. & Whyatt, R. M. 2003. Prenatal exposures to phthalates among women in New York City and Krakow, Poland. *Environmental health perspectives*, 111(14): 1719–1722. <https://doi.org/10.1289/ehp.6235>
- Aguilar-Cruz, C. A. 2018. Estrategia reproductiva y tejidos de reserva de la almeja blanca *Dosinia ponderosa* (Gray 1838) de Puerto Libertad, Sonora, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Departamento Académico de Ciencias Marinas y Costeras, La Paz, B.C.S. 84 p. Disponible en <http://rep.uabcs.mx:80/handle/23080/241>
- Alvarado-Aguilar, W., Ramírez-Romero, P. & Sánchez-Hernández, L. J. 2018. Presencia de microplásticos en la almeja *Polymesoda caroliniana* del Estuario de Tecolutla en Veracruz, México. (Tesis de Licenciatura), Ciudad de México, México: Universidad Autónoma Metropolitana. 19 p.
- Álvarez-Lopezello, J., Robles, C. & del Castillo, R. F. 2021. Microplastic pollution in neotropical rainforest, savanna, pine plantations, and pasture soils in lowland areas of Oaxaca, Mexico: Preliminary results. *Ecological Indicators*, 121, 107084. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107084>
- Álvarez-Zeferino, J. C., Ojeda-Benítez, S., Cruz-Salas, A. A., Martínez-Salvador, C., Vázquez-Morillas, A. 2020. Microplastics in Mexican beaches. *Resources, Conservation and Recycling*, 155, 104633, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104633>
- Amezcuca-Castro, S., Ramírez-Rodríguez, M., Medina-Gómez, S. P. & Gutiérrez-González, J. L. 2015. Tendencias de producción de almeja chocolata *Megapitaria squalida* en Bahía Magdalena-Almejas, Baja California Sur, México. *Ciencia Pesquera*, 23(2): 3-10. Disponible en https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/194910/Amezcuca_et_al_2015.pdf
- Anderson, A. G., Grose, J., Pahl, S., Thompson, R. C. & Wyles, K. J. 2016. Microplastics in personal care products: Exploring perceptions of environmentalists, beauticians and students. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1–2): 454-460. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.048>
- Arreola-Hernández, J.F., 1997. Aspectos reproductivos de *Dosinia ponderosa*, Gray 1838 (Bivalvia *Veneridae*) en Punta Arena, Bahía Concepción, B.C.S. Maestría en Manejo de Recursos Marinos Tesis, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, B.C.S., México, 85 h. Disponible en <http://www.repositoriodigital.ipn.mx/handle/123456789/14711>

- Au, S. 2017. "Toxicity of Microplastics to Aquatic Organisms". *All Dissertations*. 1877. https://tigerprints.clemson.edu/all_dissertations/1877
- Avio, C. G., Gorbi, S., Milan, M., Benedetti, M., Fattorini, D., d'Errico, G., Pauletto, M., Bargelloni, L. & Regoli, F. 2015. Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environmental Pollution*, 198, 211-222. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.12.021>
- Baechler, B. R., Granek, E. F., Hunter, M. V. & Conn, K. E. 2019. Microplastic concentrations in two Oregon bivalve species: Spatial, temporal, and species variability. *Limnology and Oceanography Letters*, 5(1): 54-65. <https://doi.org/10.1002/lol2.10124>
- Baldwin, A. K., Spanjer, A. R., Rosen, M. R. & Thom, T. 2020. Microplastics in Lake Mead National Recreation Area, USA: Occurrence and biological uptake. *PLoS ONE*, 15(5): e0228896. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228896>
- Baqueiro, C. E. 1984. Status of molluscan aquaculture on the Pacific coast of Mexico. *Aquaculture*, 39 (1-4): 83-93, [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(84\)90260-6](https://doi.org/10.1016/0044-8486(84)90260-6)
- Batel, A., Borchert, F., Reinwald, H., Erdinger, L. & Braunbeck, T. 2018. Microplastic accumulation patterns and transfer of benzo[a]pyrene to adult zebrafish (*Danio rerio*) gills and zebrafish embryos. *Environmental Pollution*, 235, 918-930. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.028>
- Berglund, E., Fogelberg, V., Nilsson, P. A. & Hollander, J. 2019. Microplastics in a freshwater mussel (*Anodonta anatina*) in Northern Europe. *Science of The Total Environment*, 697, 134192. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134192>
- Beyer, J., Green, N. W., Brooks, S., Allan, I. J., Ruus, A., Gomes, T., Bråte, I. L. N. & Schøyen, M. 2017. Blue mussels (*Mytilus edulis* spp.) as sentinel organisms in coastal pollution monitoring: A review, *Marine Environmental Research*, 130, 338-365. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.07.024>
- Bonello, G., Varrella, P. & Pane, L. 2018. First Evaluation of Microplastic Content in Benthic Filter-feeders of the Gulf of La Spezia (Ligurian Sea), *Journal of Aquatic Food Product Technology*, 27(3): 284-291. <https://doi.org/10.1080/10498850.2018.1427820>
- Borges-Ramírez, M. M., Mendoza-Franco, M. F., Escalona-Segura, G., Osten, J. R. 2020. Plastic density as a key factor in the presence of microplastic in the gastrointestinal tract of commercial fishes from Campeche Bay, Mexico. *Environmental Pollution*, 267, 115659, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115659>
- Botterell, Z. L. R., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R. C., Lindeque, P. K. 2019. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution* 245, 98-110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>

- Bour, A., Avio, C. G., Gorbi, D., Regoli, F. & Hylland, K. 2018a. Presence of microplastics in benthic and epibenthic organisms: Influence of habitat, feeding mode and trophic level. *Environmental Pollution*, 243(Part B): 1217-1225. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.115>
- Bour, A., Haarr, A., Keiter, S. & Hylland, K. 2018b. Environmentally relevant microplastic exposure affects sediment-dwelling bivalves. *Environmental Pollution*, 236, 652-660. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.006>
- Bouwmeester, H., Hollman, P. C. H. & Peters, R. J. B. 2015. Potential Health Impact of Environmentally Released Micro- and Nanoplastics in the Human Food Production Chain: Experiences from Nanotoxicology. *Environmental Science & Technology*, 49 (15): 8932-8947. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01090>
- Brate, I. L. N., Hurley, R., Iversen, K., Beyer, J., Thomas, K. V., Steindal, C. C., Green, N. W., Olsen, M. & Lusher, A. 2018. *Mytilus* spp. as sentinels for monitoring microplastic pollution in Norwegian coastal waters: A qualitative and quantitative study. *Environmental Pollution*, 243 (Part A): 383-393. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.077>
- Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M. & Thompson, R. C. 2008. Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science & Technology*, 42(13): 5026-5031. <https://doi.org/10.1021/es800249a>
- Browne, M. A., Galloway, T. S. & Thompson, R. C. 2010. Spatial Patterns of Plastic Debris along Estuarine Shorelines. *Environmental Science & Technology*, 44 (9): 3404-3409. <https://doi.org/10.1021/es903784e>
- Browne, M. A., Niven, S. J., Galloway, T. S., Rowland, S. J. & Thompson, R. C. 2013. Microplastic Moves Pollutants and Additives to Worms, Reducing Functions Linked to Health and Biodiversity. *Current Biology*, 23, 2388-2392. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2013.10.012>
- Carpenter, E. J. & Smith, K. 1972. Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, 175 (4027): 1240-1241. <https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240>
- Carpenter, P.P. 1864. Supplementary report on the present state of our knowledge with regard to the Mollusca of the west coast of North America. *Smithson. Misc. Coll.* 1872, No. 252: 1-172. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.60613>
- Castillo-Duran, J.A. 2013. Aspectos biológicos y ecológicos de la almeja negra *Chione fluctifraga* (Sowerby, 1853). Tesis de Doctorado. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. La Paz, Baja California Sur. 81 p. Disponible en: https://cibnor.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1001/174/1/castillo_j.pdf
- Castillo-Rodríguez, Z. G. 2014. Biodiversidad de moluscos marinos en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85, S419-S430. <https://doi.org/10.7550/rmb.33003>

- Catarino, A. I., Macchia, V., Sanderson, W. G., Thompson, R. C. & Henry, T. B. 2018. Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. *Environmental Pollution*, 237, 675-684. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.069>
- Catarino, A. I., Thompson, R., Sanderson, W. & Henry, T. B. 2017. Development and optimization of a standard method for extraction of microplastics in mussels by enzyme digestion of soft tissues. *Environment Toxicology and Chemistry*, 36:947–951. SETAC. <https://doi.org/10.1002/etc.3608>
- CESAIBC (Comité Estatal de Sanidad Acuícola e Inocuidad de Baja California). 2012. Especies de Cultivo y Producciones: fichas sanitarias. Disponible en <http://www.cesaibc.org/sitio/especies.php>
- CESAIBC (Comité Estatal de Sanidad Acuícola e Inocuidad de Baja California A.C.). 2013. Acciones sanitarias para el cultivo de moluscos. Programa 2013. Disponible en http://www.cesaibc.org/sitio/archivos/ACCIONES%20SANITARIAS%20MOLUSCOS%202013_240114154656.pdf
- Chen, Q., Gundlach, M., Yang, S., Jiang, J., Velki, M., Yin, D. & Hollert, H. 2017. Quantitative investigation of the mechanisms of microplastics and nanoplastics toward zebrafish larvae locomotor activity. *Science of The Total Environment*, 584–585, 1022-1031. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.156>
- Cho, Y., Shim, W. J., Jang, M., Han, G. M. & Hong, S. H. 2019. Abundance and characteristics of microplastics in market bivalves from South Korea. *Environmental Pollution*, 245, 1107-1116. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.091>
- Cho, Y., Shim, W. J., Jang, M., Han, G. M. & Hong, S. H. 2021. Nationwide monitoring of microplastics in bivalves from the coastal environment of Korea. *Environmental Pollution*, 270, 116175. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116175>
- Choi, J. S., Jung, Y. J., Hong, N. H., Hong, S. H. & Park, J. W. 2018. Toxicological effects of irregularly shaped and spherical microplastics in a marine teleost, the sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*). *Marine Pollution Bulletin*, 129 (1): 231-240. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.02.039>
- COFEPRIS (Comisión Federal Para La Protección Contra Riesgos Sanitarios). 2019. 67/2019 Extender los estándares de exportación al mercado nacional de moluscos, el reto en inocuidad. Disponible en <https://www.cicese.edu.mx/cicese2/difusion/getDatosDifusionId/857>
- Cole, M. & Galloway, T. S. 2015. Ingestion of Nanoplastics and Microplastics by Pacific Oyster Larvae. *Environmental Science & Technology*, 49(24): 14625-14632. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04099>

- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2007. Programa de Conservación y Manejo: Reserva de la Biosfera, Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado. Disponible en: https://simec.conanp.gob.mx/pdf_libro_pm/2_libro_pm.pdf
- CONAPESCA, 2016. Información Estadística por Especie y Entidad. Disponible en https://www.conapesca.gob.mx/wb/cona/informacion_estadistica_por_especie_y_entidad
- CONAPESCA, 2017. La Acuicultura en México, Retos y Oportunidades. Disponible en <https://fiacui.com/2017/Tilapia/Jueves%2028%20sep/Copia%20de%2005%20Situacio%CC%81n%20actual%20de%20la%20acuicultura%20en%20Me%CC%81xico%20COMISIONADO%20MARIO%20AGUILAR%20SANCHEZ%20CONAPESCA.pdf>
- CONAPESCA, 2018. ANUARIO ESTADÍSTICO DE ACUACULTURA Y PESCA 2018. p. 293. Disponible en <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Consejo Mexicano para el Desarrollo Rural Sustentable. 2019. Propuestas de Políticas Públicas para el Desarrollo Rural Sustentable 2019-2024. Grupo Sector Pesca y Acuicultura, p. 22. Disponible en <https://www.cmdrs.gob.mx/sites/default/files/cmdrs/sesion/2019/01/24/1759/general/6-asuntos-generales.pdf>
- Corami, F., Rosso, B., Roman, M., Picone, M., Gambaro, A. & Barbante, C. 2020. Evidence of small microplastics (<100 µm) ingestion by Pacific oysters (*Crassostrea gigas*): A novel method of extraction, purification, and analysis using Micro-FTIR. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111606. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111606>
- Courtene-Jones, W., Quinn, B., Murphy, F., Garya, S. F. & Narayanaswamy, B. E. 2017. Optimisation of enzymatic digestion and validation of specimen preservation methods for the analysis of ingested microplastics. *Analytical. Methods*, 9, 1437-1445. <https://doi.org/10.1039/C6AY02343F>
- Covernton, G. A., Collicutt, B., Gurney-Smith, H. J., Pearce, C. M., Dower, J. F., Ross, P. S. & Dudas, S. E. 2019. Microplastics in bivalves and their habitat in relation to shellfish aquaculture proximity in coastal British Columbia, Canada. *Aquaculture Environment Interactions* 11:357-374. <https://doi.org/10.3354/aei00316>
- Čulin, J. & Bielić, T. 2016. Plastic Pollution from Ships. *Pomorski zbornik*. 51, 57-66 <https://doi.org/10.18048/2016.51.04>
- Davidson, K., & Dudas, S. E. 2016. Microplastic Ingestion by Wild and Cultured Manila Clams (*Venerupis philippinarum*) from Baynes Sound, British Columbia. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 71, 147–156. <https://doi.org/10.1007/s00244-016-0286-4>

- Dawson, A. L., Santana, M. FM., Miller, M. E. & Kroon, F. J. 2021. Relevance and reliability of evidence for microplastic contamination in seafood: A critical review using Australian consumption patterns as a case study. *Environmental Pollution*, 276, 116684. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116684>
- De Falco, F., Di Pace, E., Cocca, M. & Avella, M. 2019. The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. *Sci Rep*, 9, 6633. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43023-x>
- de Sá, L.C., Oliveira, M., Ribeiro, F., Rocha, T. L. & Futter, M. N. 2018. Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future?. *Science of The Total Environment*, 645, 1029-1039. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.207>
- De Witte, D., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K. & Robbens, J. 2014. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*, 85 (1): 146-155. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.006>
- Debrot, A. O., Tiel, A. B. & Bradshaw, J. E. 1999. Beach Debris in Curaçao. *Marine Pollution Bulletin*, 38(9): 795-801. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00043-0](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00043-0)
- Derraik, J. G. B. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9): 842-852. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)
- Devriese, L. I., van der Meulen, M. D., Maes, T., Bekaert, K., Paul-Pont, I., Frère, L., Robbens, J. & Vethaak, A. D. 2015. Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Marine Pollution Bulletin*, 98(1-2): 179-187. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.051>
- Digka N., Tsangaris, C., Kaberi, H., Adamopoulou, A. & Zeri, C. 2018a. Microplastic Abundance and Polymer Types in a Mediterranean Environment. In: Cocca M., Di Pace E., Errico M., Gentile G., Montarsolo A., Mossotti R. (eds). Proceedings of the International Conference on Microplastic Pollution in the Mediterranean Sea. *Springer Water. Springer, Cham*, 17-24 p, https://doi.org/10.1007/978-3-319-71279-6_3
- Digka, N., Tsangaris, C., Torre, M., Anastasopoulou, A. & Zeri, C. 2018b. Microplastics in mussels and fish from the Northern Ionian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 135, 30-40. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.063>
- Ding, J. F., Li, J. X., Sun, Ch. J., He, Ch. F., Jiang, F. H., Gao, F. L. & Zheng, L. 2018. Separation and Identification of Microplastics in Digestive System of Bivalves. *Chinese Journal of Analytical Chemistry*, 46(5): 690-697. [https://doi.org/10.1016/S1872-2040\(18\)61086-2](https://doi.org/10.1016/S1872-2040(18)61086-2)

- Ding, J. F., Li, J. X., Sun, Ch., Jiang, F., He, Ch., Zhang, M., Ju, P., Ding, N. X. 2020. An examination of the occurrence and potential risks of microplastics across various shellfish. *Science of The Total Environment*, 739, 139887. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139887>
- DOF (Diario Oficial de la Federación) 2006. DECLARATORIA de vigencia de la Norma Mexicana NMX-AA-120-SCFI-2006. Ciudad de México, México: Secretaría de Economía. Dirección General de Normas. Disponible en <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/libros2009/DO2390.pdf>
- DOF (Diario Oficial de la Federación de México). 2018. ACUERDO por el que se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Disponible en https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/334832/DOF_-_CNP_2017.pdf
- DOF (Diario Oficial de la Federación de México). 2019. PLAN Nacional de Desarrollo 2019-2024. SEGOB, Disponible en https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5565599&fecha=12/07/2019
- Dowarah, K., Patchaiyappana, A., Thirunavukkarasu, C., Jayakumar, S. & Devipriya, S. P. 2020. Quantification of microplastics using Nile Red in two bivalve species *Perna viridis* and *Meretrix meretrix* from three estuaries in Pondicherry, India and microplastic uptake by local communities through bivalve diet. *Marine Pollution Bulletin*, 153, 110982. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110982>
- EFSA, Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). 2016. Statement on the presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal*, 14(6): 4501, 30 pp. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4501>
- Elías, R. 2015. Mar del plástico: una revisión de los problemas del plástico en el mar. *Rev. Invest. Desarr. Pesq.*, 27, 83-105. https://www.researchgate.net/publication/313468624_Mar_del_plastico_una_revision_de_los_problemas_del_plastico_en_el_mar
- Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G. & Reisser, J. 2014. Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS ONE*, 9(12): e111913. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>
- FAO. 2009. *Ruditapes philippinarum*. In Cultured aquatic species fact sheets. Text by Gouletquer, P. Edited and compiled by Valerio Crespi and Michael New. CD-ROM (multilingual). Disponible en http://www.fao.org/tempref/FI/DOCUMENT/aquaculture/CulturedSpecies/file/es/es_japanesecarpetshell.htm

- FAO. 2012. The State of World Fisheries and Aquaculture 2012. Rome. 209 pp. Recuperado de <http://www.fao.org/3/i2727e/i2727e00.htm>
- FAO. 2014. The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA). *Opportunities and challenges*. Rome. 243 pp. ISBN: 978-92-5-108275-1. <http://www.fao.org/documents/card/en/c/097d8007-49a4-4d65-88cd-fcaf6a969776/>
- FAO. 2016. The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all. Rome. 200 pp. ISBN 978-92-5-109185-2. <http://www.fao.org/3/i5555e/i5555e.pdf>
- FAO. 2017. Microplastics in fisheries and aquaculture. Fisheries and Aquaculture Technical Paper 615. <http://www.fao.org/3/a-i7677e.pdf>
- FAO. 2020. FAO Yearbook. Fishery and Aquaculture Statistics 2018/FAO annuaire. Statistiques des pêches et de l'aquaculture 2018/FAO anuario. Estadísticas de pesca y acuicultura 2018. Rome. Disponible en <https://doi.org/10.4060/cb1213t>
- FAO. 2005-2021. Cultured Aquatic Species Information Programme. *Ruditapes philippinarum*. Cultured Aquatic Species Information Programme. Text by Gouletquer, P. In: FAO Fisheries Division. Rome. Disponible en http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Ruditapes_philippinarum/en
- FAOSTAT (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2018. New Food Balances. Disponible en <http://www.fao.org/faostat/en/#data/FBS>
- Farrell, P. & Nelson, K. 2013. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*, 177, 1-3. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046>
- Fernández-Severini, M. D., Villagran, D. M., Buzzi, N. S. & Sartor. G. C. 2019. Microplastics in oysters (*Crassostrea gigas*) and water at the Bahía Blanca Estuary (Southwestern Atlantic): An emerging issue of global concern. *Regional Studies in Marine Science*, 32, 100829. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100829>
- Ferreira, P., Fonte, E., Soares, M. E., Carvalho, F. & Guilhermino, L. 2016. Effects of multi-stressors on juveniles of the marine fish *Pomatoschistus microps*: Gold nanoparticles, microplastics and temperature. *Aquatic Toxicology*, 170, 89-103. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.11.011>
- Fitri, S. & Patria, M. P. 2019. Microplastic contamination on *Anadara granosa* Linnaeus 1758 in Pangkal Babu mangrove forest area, Tanjung Jabung Barat district, Jambi. *Journal of Physics: Conference Series*, 1282, 012109. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1282/1/012109>
- Fonte, E., Ferreira, P. & Guilhermino, L. 2016. Temperature rise and microplastics interact with the toxicity of the antibiotic cefalexin to juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*): Post-exposure predatory behaviour, acetylcholinesterase

- activity and lipid peroxidation. *Aquatic Toxicology*, 180, 173-185. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.09.015>
- Fossi, M. C., Bains, M., Panti, C., Galli, M., Jiménez, B., Muñoz-Arnanz, J., Marsili, L., Finoia, M. G. & Ramírez-Macías, D. 2017. Are whale sharks exposed to persistent organic pollutants and plastic pollution in the Gulf of California (Mexico)? First ecotoxicological investigation using skin biopsies. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 199, 48-58, <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2017.03.002>
- Fossi, M. C., Pedà, C., Compa, M., Tsangaris, C., Alomar, C., Claro, F., Ioakeimidis, C., Galgani, F., Hema, T., Deudero, S., Romeo, T., Battaglia, P., Andaloro, F., Caliani, I., Casini, S., Panti, C., Bains, M. 2018. Bioindicators for monitoring marine litter ingestion and its impacts on Mediterranean biodiversity. *Environmental Pollution*, 237, 1023-1040. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.019>
- Galgani, F., Hanke, G. & Maes, T. 2015. Global Distribution, Composition and Abundance of Marine Litter. In: Bergmann M., Gutow L., Klages M. (eds) *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, Cham. 29-56 pp. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_2
- Gallagher, A., Rees, A., Rowe, R., Stevens, J. & Wright, P. 2016. Microplastics in the Solent estuarine complex, UK: An initial assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 102(2): 243-249. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.002>
- García-Domínguez, F. A, De Haro-Hernández, A., García-Cuellar, Á., Villalejo-Fuerte, M. & Rodríguez-Astudillo, S. 2008. Reproductive cycle of *Anadara tuberculosa* (Sowerby, 1833) (Arcidae) in Magdalena Bay, México. *Revista de biología marina y oceanografía*, 43(1): 143-152. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572008000100015>
- Gedik, K & Eryasar, A. R. 2020. Microplastic pollution profile of Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*) collected along the Turkish coasts. *Chemosphere*, 260, 127570. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127570>
- GESAMP, 2013. Report of the fortieth session of GESAMP. (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Vienna, 9-13. Rep. Stud. GESAMP No.88, 86 pp. Disponible en <http://www.gesamp.org/publications/report-of-the-40th-session>
- GESAMP, 2015. "Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment" (Kershaw, P. J., ed.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 90, 96 p. <http://www.gesamp.org/publications/reports-and-studies-no-90>

- GESAMP, 2016. “Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment” (Kershaw, P.J., and Rochman, C.M., eds). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 93, 220 p. <http://www.gesamp.org/publications/microplastics-in-the-marine-environment-part-2>
- GESAMP, 2019. Guidelines on the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean (Kershaw P.J., Turra A. and Galgani F. editors), (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 99, 130p. <http://www.gesamp.org/publications/guidelines-for-the-monitoring-and-assessment-of-plastic-litter-in-the-ocean>
- Geyer, R., Jambeck, J. R. & Law, K. L. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3 (7): e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- GISD (Global Invasive Species Database) (2020) Species profile: *Mytilus galloprovincialis*. Disponible en <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Mytilus+galloprovincialis>
- Goldstein, M. C., Rosenberg, M. & Cheng L. 2012. Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect. *Biol. Lett.*, 8(5): 8817–820. <http://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0298>
- Gomiero, A., Strafella, P., Øysæd, K. B. & Fabi, G. 2019. First occurrence and composition assessment of microplastics in native mussels collected from coastal and offshore areas of the northern and central Adriatic Sea. *Environ Sci Pollut Res*, 26, 24407–24416. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05693-y>
- Gosling, E. 2003. Bivalve Molluscs: Biology, Ecology and Culture. Blackwell Publishing. Oxford, Reino Unido. 443 pp. ISBN: 978-0-852-38234-9
- Grabowski, J. H., Brumbaugh, R. D., Conrad, R. F., Keeler, A. G., Opaluch, J. J., Peterson, C. H., Piehler, M. F., Powers, S. P. & Smyth, A. R. 2012. Economic Valuation of Ecosystem Services Provided by Oyster Reefs, *BioScience*, 62(10): 900–909. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.10.10>
- Gray, A. D., Hope, W. & Weinstein, J. 2015. Microplastic Abundance in South Carolina Estuaries. College of Charleston Department of Biology Charleston, SC. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4670.2161>
- GREENPEACE. 2016. Plásticos en el pescado y el marisco (pp. 1–13). España: Departamento Científico de Greenpeace. Recuperado de <http://archivo-es.greenpeace.org/espana/es/Informes-2016/Agosto/Plasticos-en-el-pescado-y-el-marisco/>
- Gregory, M. R. 2009. Environmental implications of plastic debris in marine settings-entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions.

- Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526): 2013-2025. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0265>
- Hábitos de consumo de pescados y mariscos en Cuaresma y Semana Santa, PROFECO, 2010. Disponible en https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/112697/cuaresma_pescados2010.pdf
- Hagen, P. E. 1990. The International Community Confronts Plastics Pollution from Ships: MARPOL Annex V and the Problem That Won't Go Away. *American University International Law Review*, 5(2): 425-496. <https://www.bdlaw.com/content/uploads/2020/01/The-International-Community-Confronts-Plastics-Pollution-from-Shi.pdf>
- Hammer, Q., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4(1): 9pp.
- Hanning, I. B., O'Bryan, C. A., Crandall, P. G. & Ricke, S. C. 2012. Food Safety and Food Security. *Nature Education Knowledge* 3(10): 9. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/281506260_Food_safety_and_food_security
- Hantoro, I., Löhr, A. J., Van Belleghem, F. G. A. J., Widianarko, B. & Ragas, A. M. J. 2019. Microplastics in coastal areas and seafood: implications for food safety, *Food Additives & Contaminants: Part A*, 36(5): 674-711. <https://doi.org/10.1080/19440049.2019.1585581>
- Henseler, M., Elke, B. & Peter, K. 2019. Microplastics in agricultural soils: a new challenge not only for agro-environmental policy? Disponible en https://www.researchgate.net/publication/333634544_Microplastics_in_agricultural_soils_a_new_challenge_not_only_for_agro-environmental_policy
- Hermabessiere, L., Paul-Pont, I., Cassone, A. L., Himber, C., Receveur, J., Jezequel, R., Rakwe, M. E., Rinnert, E., Rivière, G., Lambert, C., Huvet, A., Dehaut, A., Duflos, G. & Soudant, P. 2019. Microplastic contamination and pollutant levels in mussels and cockles collected along the channel coasts. *Environmental Pollution*, 250, 807-819. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.051>
- Herzke, D., Anker-Nilssen, T., Nøst, T. H., Götsch, A., Christensen-Dalsgaard, S., Langset, M., Fangel, K. & Koelmans, A. A. 2016. Negligible Impact of Ingested Microplastics on Tissue Concentrations of Persistent Organic Pollutants in Northern Fulmars off Coastal Norway. *Environmental Science & Technology*, 50(4): 1924-1933. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04663>
- Holmes, L. A., Turner, A., Thompson, R. C. 2014. Interactions between trace metals and plastic production pellets under estuarine conditions. *Marine Chemistry*, 167, 25-32. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2014.06.001>

- Hopewell, J., Dvorak, R. & Kosior, E. 2009. Plastics recycling: challenges and opportunities. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 364(1526): 2115–2126. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0311>
- ICES, 2015. OSPAR Request on Development of a Common Monitoring Protocol for Plastic Particles in Fish Stomachs and Selected Shellfish on the Basis of Existing Fish Disease Surveys. ICES Special Request Advice, Northeast Atlantic and Arctic Ocean, pp. 1-6
- INAPESCA, 2000. ESTADO DE SALUD DE LA ACUICULTURA EN MÉXICO. Disponible en <https://www.inapesca.gob.mx/portal/Publicaciones/Libros/2000-Semarnap-INP-Estado-de-salud-de-la-acuicultura.pdf?download>
- INECC-PNUD México. 2017. Diagnóstico del estado actual de los mares de México y su relación con el cambio climático a nivel de país, en particular su potencial para la mitigación de gases de efecto invernadero. Proyecto 85488 “Sexta Comunicación Nacional de México ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático”, Evelia Rivera Arriaga, 209 pp. México. Disponible en http://cambioclimatico.gob.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/publicaciones/252/866_2017_Potencial%20de%20los%20mares%20para%20mitigacion_E%20Rivera.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), 2014. Anuario estadístico y geográfico de Baja California. México: INEGI. ISBN 978-607-739-276-7, 403 p. Disponible en http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/anuario_14/702825064846.pdf
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2020. Censo de Población y Vivienda 2020. Disponible en <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>
- IPRC (International Pacific Research Center), 2008. Tracking Ocean Debris. IPRC Climate, 8 (2). http://iprc.soest.hawaii.edu/newsletters/newsletter_sections/iprc_climate_vol8_2/tracking_ocean_debris.pdf
- Jahan, S., Strezov, V., Weldekidan, H., Kumar, R., Kan, T., Sarkodie, S. A., He, J., Dastjerdi, B. & Wilson, S.P. 2019. Interrelationship of microplastic pollution in sediments and oysters in a seaport environment of the eastern coast of Australia. *Science of The Total Environment*, 695, 133924. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133924>
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R. & Law, K. L. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347 (6223): 768-771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>

- Jang, M., Shim, W. J., Han, G. M., Rani, M., Song, Y. K. & Hong, S. H. 2016. Styrofoam Debris as a Source of Hazardous Additives for Marine Organisms. *Environmental Science & Technology*. 50(10): 4951-4960. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05485>
- Jonathan, M. P., Sujitha, S. B., Rodriguez-Gonzalez, F., Campos-Villegas, L. E., Hernández-Camacho, C. J. & Sarkar, S. K. 2021. Evidences of microplastics in diverse fish species off the Western Coast of Pacific Ocean, Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 204, 105544. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105544>
- Kaiser, M. J., Bullimore, B., Newman, P., Lock, K. & Gilbert, S. 1996. Catches in 'ghost fishing' set nets. *Marine Ecology-progress Series*. 145 (1-3): 11-16. <https://doi.org/10.3354/meps145011>
- Karlsson, T. M., Vethaak, A. D., Almroth, B. C., Ariese, F., van Velzen, M., Hassellöv, M., Leslie, H. A. 2017. Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: Method development and microplastic accumulation. *Marine Pollution Bulletin*, 122 (1-2): 403-408. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.081>
- Karlsson, T. M., Arneborg, L., Broström, G., Almroth, B. C., Gipperth, L. & Hassellöv, M. 2018. The unaccountability case of plastic pellet pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 129(1): 52-60. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.041>
- Keen, A.M. 1960. Sea Shells of Tropical West America. Marine Mollusks from Lower California to Colombia. Myra Keen Stanford University Press London: Oxford University Press. £5. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 39(1): 151-151. <https://doi.org/10.1017/S0025315400013199>
- Khoironi, A., Anggoro, S. & Sudarno. 2018. The existence of microplastic in Asian green mussels. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 131, 012050. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/131/1/012050>
- Kirstein, I. V., Kirmizi, S., Wichels, A., Garin-Fernandez, A., Erler, R., Löder, M. & Gerdtts, G. 2016. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Marine Environmental Research*, 120, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.07.004>
- Koch, H. M. & Calafat, A. M. 2009. Human body burdens of chemicals used in plastic manufacture. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 364, 2063-2078. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0208>
- Kolandhasamy, P., Su, L., Li, J., Qu, X., Jabeen, K. & Shi, H. 2018. Adherence of microplastics to soft tissue of mussels: A novel way to uptake microplastics beyond ingestión. *Science of The Total Environment*, 610-611, 635-640. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.053>
- Kutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., I. Elizalde-Martínez, V. C. Shruti. 2020a. Review of current trends, advances and analytical challenges for microplastics

- contamination in Latin America, *Environmental Pollution*, 267, 115463, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115463>
- Kutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., I. Elizalde-Martínez, V. C. Shruti. 2020b. Branded milks – Are they immune from microplastics contamination?. *Science of The Total Environment*, 714, 136823, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136823>
- Lagarde, F., Olivier, O., Zanella, M., Daniel, P., Hiard, S. & Caruso, A. 2016. Microplastic interactions with freshwater microalgae: Hetero-aggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type. *Environmental Pollution*, 215, 331-339. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.006>
- Lang, I. A., Galloway, T. S., Scarlett, A., Henley, W. E., Depledge, M., Wallace, R. B. & Melzer, D. 2008. Association of urinary Bisphenol A concentration with medical disorders and laboratory abnormalities in adults. *JAMA*, 300(11):1303–1310. <https://doi.org/10.1001/jama.300.11.1303>
- Lee, K. W., Won, S., Oh-Youn, K. & Jung-Hoon, K. 2013. Size-Dependent Effects of Micro Polystyrene Particles in the Marine Copepod *Tigriopus japonicus*. *Environmental science & technology*, 47(19): 11278–11283. <https://doi.org/10.1021/es401932b>
- Leslie, H. A., Brandsma, S. H., van Velzen, M. J. M. & Vethaak, A. D. 2017. Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environment International*, 101, 133-142. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.018>
- Li, H. X., Ma, L. S., Lin, L., Ni, Z. X., Xu, X. R., Shi, H. H., Yan, Y., Zheng, G. M. & Rittschof, D. 2018a. Microplastics in oysters *Saccostrea cucullata* along the Pearl River Estuary, China. *Environmental Pollution*, 236, 619-625. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.083>
- Li, J., Yang, D., Li, L., Jabeen, K. & Shi, H. 2015. Microplastics in commercial bivalves from China. *Environmental Pollution*, 207, 190-195. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.018>
- Li, J., Qu, X., Su, L., Zhang, W., Yang, D., Kolandhasamy, P., Li, D. & Shi, H. 2016a. Microplastics in mussels along the coastal waters of China. *Environmental Pollution*, 214, 177-184. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.012>
- Li, J., Green, C., Reynolds, A., Shi, H. & Rotchell, J. M. 2018b. Microplastics in mussels sampled from coastal waters and supermarkets in the United Kingdom. *Environmental Pollution*, 241, 35-44. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.038>
- Li, J., Lusher, A. L., Rotchell, J. M., Deudero, S., Turra, A., Bråte, I. L. N., Sun, Ch., Hossain, M. S., Li, O., Kolandhasamy, P. & Shi, H. 2019. Using mussel as a global bioindicator of coastal microplastic pollution, *Environmental Pollution*, 244, 522-533. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.032>

- Li, W. C., Tse, H. F. & Fok, L. 2016b. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of The Total Environment*, 566–567, 333–349. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.084>.
- Liu, K., Wu, T., Wang, X., Song, Z., Zong, C., Wei, N. & Li, D. 2019. Consistent transport of terrestrial microplastics to the ocean through atmosphere. *Environ. Sci. Technol.*, 53(18): 10612– 10619, <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03427>
- López-Rocha, J. A., Ceballos-Vázquez, B. P., García-Domínguez, F. A., Arellano-Martínez, M., Villalejo-Fuerte, M. & Romo-Piñera, A. K. 2010. La pesquería de la almeja chocolata *Megapitaria squalida* (Bivalvia: Veneridae) en Baja California Sur, México. *Hidrobiológica*, 20(3): 230–237. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/228836253_Bivalvia_Veneridae_en_Baja_California_Sur_Mexico_The_Squalid_Callista_Megapitaria_squalida_Bivalvia_Veneridae_fishery_in_Baja_California_Sur_Mexico
- Luís, G. L., Ferreira, P., Fonte, E., Oliveira, M. & Guilhermino, L. 2015. Does the presence of microplastics influence the acute toxicity of chromium (VI) to early juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*)? A study with juveniles from two wild estuarine populations. *Aquatic Toxicology*, 164, 163–174. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.04.018>
- Lusher, A., Welden, N. N., Sobral, P. & Cole, M. 2017a. Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Anal. Methods*, 9, 1346. <https://doi.org/10.1039/c6ay02415g>
- Lusher, A., Brate, I. L.N., Hurley, R., Iversen, K., Olsen, M. 2017b. Testing of Methodology for Measuring Microplastics in Blue Mussels (*Mytilus* spp.) and Sediments, and Recommendations for Future Monitoring of Microplastics (R&D project). Report number: 7209-2017 Affiliation: Norwegian Institute for Water Research. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.24399.59041>
- Maeda-Martínez, A.N. 2008. Estado actual del cultivo de bivalvos en México. En A. Lovatelli, A. Farías e I. Uriarte (eds). Estado actual del cultivo y manejo de moluscos bivalvos y su proyección futura: factores que afectan su sustentabilidad en América Latina. Taller Técnico Regional de la FAO. 20–24 de agosto de 2007, Puerto Montt, Chile. *FAO Actas de Pesca y Acuicultura*. No. 12. Roma, FAO. pp. 91–100. Recuperado de: <http://www.fao.org/3/i0444s/i0444s06.pdf>
- Mallory, M. L., Roberston, G. J., & Moenting, A. 2006. Marine plastic debris in northern fulmars from Davis Strait, Nunavut, Canada. *Marine pollution bulletin*, 52(7), 813–815. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.04.005>
- Martinelli, J. C., Phan, S., Luscombe, C. K., Padilla-Gamiño, J. L. 2020. Low incidence of microplastic contaminants in Pacific oysters (*Crassostrea gigas* Thunberg) from the Salish Sea, USA. *Science of The Total Environment*, 715, 136826. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136826>

- Martinez, E., Maamaatuaiahutapu, K. & Taillandier, V. 2009. Floating marine debris surface drift: convergence and accumulation toward the South Pacific subtropical gyre. *Marine pollution bulletin*, 58(9): 1347–1355. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.022>
- Martínez-Tavera, E., Duarte-Moro, A. M., Sujitha, S. B., Rodríguez-Espinosa, P. F., Rosano-Ortega, G. & Expósito, N. 2021. Microplastics and metal burdens in freshwater Tilapia (*Oreochromis niloticus*) of a metropolitan reservoir in Central Mexico: Potential threats for human health. *Chemosphere*, 266, 128968, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128968>
- Mason, S. A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D. & Rogers, D. L. 2016. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environmental Pollution*, 218, 1045-1054. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.056>
- Mateos, E y Marinone, S.G. 2017. Variabilidad actual por propagación de ondas en la Bahía de Todos Santos Baja California, México. *Ciencias Marinas*, 43(3): 191-201. <https://dx.doi.org/10.7773/cm.v43i3.2775>
- Mathalon, A. & Hill, P. 2014. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin*, 81(1): 69-79. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.018>
- Mayoma, B. S., Sørensen, C., Shashoua, Y. & Khan, F. R. 2020. Microplastics in beach sediments and cockles (*Anadara antiquata*) along the Tanzanian coastline. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 105, 513–521. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02991-x>
- McFarland, K., Donaghy, L. & Volety, A. K. 2013. Effect of acute salinity changes on hemolymph osmolality and clearance rate of the non-native mussel, *Perna viridis* and the native oyster *Crassostrea virginica*, in Southwest Florida. *Aquatic Invasions*, 8(3): 299–310. <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2013.8.3.06>
- Meeker, J. D., Sathyanarayana, S. & Swan, S. H. 2009. Phthalates and other additives in plastics: human exposure and associated health outcomes. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 364: 2097–2113. <http://doi.org/10.1098/rstb.2008.0268>
- Melgoza-Rocha, A., Domínguez, S. & López-Sagástegui, C. 2017. Panorama de la Pesca en México. dataMares. *InteractiveResource*. <https://doi.org/10.13022/M3G348>
- Miller, M. E., Kroon, F. J. & Motti, C. A. 2017. Recovering microplastics from marine samples: A review of current practices. *Marine Pollution Bulletin*, 123(1–2): 6-18. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.058>
- MolluscaBase eds. (2021). MolluscaBase. *Ruditapes philippinarum* (A. Adams y Reeve, 1850). Consultado a través de: World Register of Marine Species. Disponible en: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=231750>

- MSFD-TSGML. 2013. Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas JRC – Joint Research Centre. MSFD Technical Subgroup on Marine Litter (2013) EUR 26113. Disponible en <https://doi.org/10.2788/99475>
http://www.ramoge.org/documents/MSFD%20Guidance%20on%20Monitoring%20Marine%20Litter_2013_online.pdf
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F. & Quinn, B. 2016. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology*, 50(11): 5800-5808. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416>
- Murphy, C. L. 2018. A comparison of microplastics in farmed and wild shellfish near Vancouver Island and potential implications for contaminant transfer to humans. (Thesis, M.Sc. in Environment and Management). Royal Roads University Victoria, British Columbia, Canadá. <http://dx.doi.org/10.25316/IR-484>
- Naji, A., Nuri, M. & Vethaak, A. D. 2018. Microplastics contamination in molluscs from the northern part of the Persian Gulf. *Environmental Pollution*, 235, 113-120. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.046>
- Napper, I. E., Bakir, A., Rowland, S. J. & Thompson, R. C. 2015. Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Marine Pollution Bulletin*, 99(1–2): 178-185. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.029>
- Narciso-Ortiz, L., Coreño-Alonso, A., Mendoza-Olivares, D., Lucho-Constantino, C. A., & Lizardi-Jiménez, M. A. 2020. Baseline for plastic and hydrocarbon pollution of rivers, reefs, and sediment on beaches in Veracruz State, México, and a proposal for bioremediation. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 23035–23047. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08831-z>
- Nuelle, M. T., Dekiff, J. H., Remy, D. & Fries, E. 2014. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments, *Environmental Pollution*, 184, 161-169. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.07.027>
- Obbard, R. W., Sadri, S., Wong, Y. Q., Khitun, A. A., Baker, I., Thompson, R. C. 2014. Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. *Earth's Future*, 2(6): 315-320. <https://doi.org/10.1002/2014EF000240>
- OECD, 2017. *Tourism Policy Review of Mexico*, OECD Studies on Tourism, OECD Publishing, Paris. <https://doi.org/10.1787/9789264266575-en>
- Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Kloas, W., Jagnytsch, O., Lutz, I., Kusk, K. O., Wollenberger, L., Santos, E. M., Paull, G. C., Van Look, K. J. W. & Tyler, C. R. 2009. A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 364, 2047–2062. <http://doi.org/10.1098/rstb.2008.0242>
- Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., Hirai, H., Iwasa, S., Endo, S., Mato, Y., Saha, M., Okuda, K., Nakashima, A., Murakami, M., Zurcher, N., Booyatumanondo, R., Zakaria, M. P., Dung, L. Q., Gordon, M., Miguez, C., Suzuki, S., Moore, C.,

- Karapanagioti, H. K., Weerts, S., McClurg, T., Burres, E., Smith, W., Van Velkenburg, M., Lang, J. S., Lang, R. C., Laursen, D., Danner, B., Stewardson, N. & Thompson, R. C. 2009. International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Marine Pollution Bulletin*, 58(10): 1437-1446. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.014>
- Ogunola, O. S. & Palanisami, T. 2016. Microplastics in the Marine Environment: Current Status, Assessment Methodologies, Impacts and Solutions. *Journal of Pollution Effects & Control*, 4 (2): 161. <https://doi.org/10.4172/2375-4397.1000161>
- Ortíz Arellano, M. A. & Salgado-Barragán, J. 2012. Capítulo III. Mollusca. En: Low Pfeng, A. M. & Peters Recagno, E. M. (Eds.). Invertebrados marinos exóticos en el Pacífico mexicano. Geomare, A. C., INE-SEMARNAT. México. 235 p. En prensa. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.5000.2965>
- Pérez, A. F., Ojeda, M., Rimondino, G. N., Chiesa, I. L., Di Mauro, R., Boy, C. C. & Calcagno, J. A. 2020. First report of microplastics presence in the mussel *Mytilus chilensis* from Ushuaia Bay (Beagle Channel, Tierra del Fuego, Argentina). *Marine Pollution Bulletin*, 161(Part B): 111753. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111753>
- Pérez-Medina, D.R., 2005. Biología reproductiva de *Anadara tuberculosa* (Bivalvia: Arcidae) en el estero Santo Domingo, B.C.S., México. Maestría en Manejo de Recursos Marinos Thesis, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, B. C. S., México, 70 h. Disponible en <http://www.repositoriodigital.ipn.mx/handle/123456789/14383>
- Phuong, N. N., Poirier, L., Pham, Q. T., Lagarde, F. & Zalouk-Vergnoux, A. 2018a. Factors influencing the microplastic contamination of bivalves from the French Atlantic coast: Location, season and/or mode of life?. *Marine Pollution Bulletin*, 129(2): 664-674. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.054>
- Phuong, N. N., Zalouk-Vergnoux, A., Kamari, A., Mouneyrac, C., Amiard, F., Poirier, L. & Lagarde, F. 2018b. Quantification and characterization of microplastics in blue mussels (*Mytilus edulis*): protocol setup and preliminary data on the contamination of the French Atlantic coast. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 6135–6144. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8862-3>
- Pidwirny, M. 2006. "Surface and Subsurface Ocean Currents: Ocean Current Map". *Fundamentals of Physical Geography*, 2nd Edition. Disponible en: http://www.physicalgeography.net/fundamentals/8q_1.html
- Piñon-Colin, T., Rodríguez-Jimenez, R., Pastrana-Corral, M. A., Rogel-Hernandez, E. & Wakida, F. T. 2018. Microplastics on sandy beaches of the Baja California Península, México. *Marine Pollution Bulletin*, 131(Part A): 63-71, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.055>

- Piñon-Colin, T., Rodríguez-Jimenez, R., Rogel-Hernandez, E., Alvarez-Andrade, A. & Wakida, F. T. 2020. Microplastics in stormwater runoff in a semiarid region, Tijuana, México. *Science of The Total Environment*, 704, 135411. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135411>
- Plastics Europe, 2019. Plastics-the facts 2019: An analysis of European plastics production, demand and waste data for 2018. <https://www.plasticseurope.org/es/resources/publications/1804-plastics-facts-2019>
- ProChile-Información Comercial Estudio de mercado de Moluscos (Mejillones y Ostras) para el mercado mexicano, 2011. p. 20. Disponible en https://www.prochile.gob.cl/wp-content/files_mf/documento_06_13_11184558.pdf
- Qu, X., Su, L., Li, H., Liang, M. & Shi, H. 2018. Assessing the relationship between the abundance and properties of microplastics in water and in mussels. *Science of The Total Environment*, 621, 679-686. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.284>
- Railo, S., Talvitie, J., Setälä, O., Koistinen, A. & Lehtiniemi, M. 2018. Application of an enzyme digestion method reveals microlitter in *Mytilus trossulus* at a wastewater discharge área. *Marine Pollution Bulletin*, 130, 206-214. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.022>
- Ramírez-Álvarez, N., Rios-Mendoza, L. M., Macías-Zamora, J. V., Oregel-Vázquez, L., Alvarez-Aguilar, A., Hernández-Guzmán, F. A., Sánchez-Osorio, J. L., Moore, J. J., Silva-Jiménez, H. & Navarro-Olache, L. F. 2020. Microplastics: Sources and distribution in surface waters and sediments of Todos Santos Bay, Mexico. *Science of The Total Environment*, 703, 134838, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134838>
- Rasband, W. 2019. ImageJ. (Version 1.52). Java. USA: National Institutes of Health.
- Rehse, S., Kloas, W. & Zarfl, C. 2018. Microplastics Reduce Short-Term Effects of Environmental Contaminants. Part I: Effects of Bisphenol A on Freshwater Zooplankton Are Lower in Presence of Polyamide Particles. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(2):280. <https://doi.org/10.3390/ijerph15020280>
- Renzi, M., Guerranti, C. & Blašković, A. 2018. Microplastic contents from maricultured and natural mussels. *Marine Pollution Bulletin*, 131(Part A): 248-251. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.035>
- Retama, I., Jonathan, M. P., Shruti, V. C., Velumani, S., Sarkar, S. K., Roy, P. D. & 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. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.053>.
- Reyes-Bonilla, Héctor., Alvarez-Filip, Lorenzo., Rivera Garibay, Omar., Pérez España, Horacio., Santillo, David., Olivera-Bonilla, Alejandro., Pérez-Cervantes, Esmeralda.,

- Rivas-Soto, Miguel. 2019. Estudio sobre el impacto de la contaminación por microplásticos en peces de México. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.31686.63049>
- Ribeiro, F., Garcia, A. R., Pereira, B. P., Fonseca, M., Mestre, N. C., Fonseca, T. G., Ilharco, L. M. & Bebianno, M. J. 2017. Microplastics effects in *Scrobicularia plana*. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1–2): 379-391. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.078>
- Riisgård, H. U., Larsen, P. S. & Pleissner, D. 2014. Allometric equations for maximum filtration rate in blue mussels *Mytilus edulis* and importance of condition index. *Helgoland Marine Research*, 68, 193–198. <https://doi.org/10.1007/s10152-013-0377-9>
- Rios, L. M., Moore, C. & Jones, P. R. 2007. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin*, 54(8): 1230-1237. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.03.022>
- Rios-Jara, E., Navarro-Caravantes, C., Sarmiento-Nafate, S., Galván-Villa, C. & López-Uriarte, E. 2008. Bivalvos y gasterópodos (Mollusca) de importancia comercial y potencial de las costas de Chiapas y Oaxaca, México. *Ciencia y Mar*, 12(35): 3-20.
- Rochman, C., Hoh, E., Kurobe, T. & Teh, S. J. 2013. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Sci Rep*, 3, 3263. <https://doi.org/10.1038/srep03263>
- Rochman, C., Tahir, A., Williams, S., Baxa, D. V., Lam, R., Miller, J. T., Teh, F. C., Werorilangi, S. & Teh, S. J. 2015. Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific Reports*, 5, 14340. <https://doi.org/10.1038/srep14340>
- Rodríguez-Arana, C.O. 2016. Efecto de la temperatura y la densidad de cultivo en la supervivencia y crecimiento de juveniles de almeja arenera (*Chione cortezi*) en un sistema de recirculación acuícola. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. 81 pp. Disponible en <https://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1007/607>
- Rodríguez-Seijo, A. & Pereira, R. 2019. Chapter 3. Microplastics in Agricultural Soils: Are They a Real Environmental Hazard? In book: Bioremediation of Agricultural Soils (pp.45-60) Edition: 1st Edition Chapter: Chapter 3. Microplastics in Agricultural Soils: Are They a Real Environmental Hazard? Publisher: CRC Press. ISBN: 9781315205137. <https://doi.org/10.1201/9781315205137-3>
- Rodríguez-Quiroz, 2008. Sociedad, pesca y conservación en la Reserva de la Biosfera del Alto Golfo de California y Delta del Rio Colorado. Tesis de Doctorado. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. La Paz, Baja California Sur, México. 145 p. Disponible en:

- https://cibnor.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1001/369/1/rodriguez_g.pdf
- Rojo-Nieto, E., Montoto, T., y Área de Medio Marino de Ecologistas en Acción. 2017. Basuras marinas, plásticos y microplásticos: orígenes, impactos y consecuencias de una amenaza global. ISBN:978-84-946151-9-1. <https://www.ecologistasenaccion.org/wp-content/uploads/adjuntos-spip/pdf/informe-basuras-marinas.pdf>
- Rudel, R. A., Camann, D. E., Spengler, J. D., Korn, L. R. & Brody, J. G. 2003. Phthalates, Alkylphenols, Pesticides, Polybrominated Diphenyl Ethers, and Other Endocrine-Disrupting Compounds in Indoor Air and Dust. *Environmental Science & Technology*, 37(20): 4543-455. <https://doi.org/10.1021/es0264596>
- Sacchi, A., Mouneyrac, C., Bolognesi, C., Sciutto, A., Roggieri, P., Fusi, M., Beone, G. M. & Capri, E. 2013. Biomonitoring study of an estuarine coastal ecosystem, the Sacca di Goro lagoon, using *Ruditapes philippinarum* (Mollusca: Bivalvia). *Environmental Pollution*, 177, 82-89. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.042>
- Saeed, T., Al-Jandal, N., Al-Mutairi, A. & Taqi, H. 2020. Microplastics in Kuwait marine environment: Results of first survey. *Marine Pollution Bulletin*, 152, 110880. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110880>
- Sánchez-García, Y. 2012. Evaluación rápida de Fuentes de contaminación Ambiental Por Descargas al Mar, en la Franja Costera de Tijuana-Ensenada, Baja California (Tesis de Licenciatura). Universidad Autónoma de Baja California, Facultad de Ciencias Marinas-Oceanología. Ensenada, Baja California, México. Disponible en: <http://fcm.ens.uabc.mx/jatay/tesis/licenciatura/oceanologia/Yulizet%20Sanchez%20Garcia.pdf>
- 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, 130261, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130261>
- Santana, M. F. M., Ascer, L. G., Custódio, M. R., Moreira, F. T. & Turra, A. 2016. Microplastic contamination in natural mussel beds from a Brazilian urbanized coastal region: Rapid evaluation through bioassessment. *Marine Pollution Bulletin*, 106(1–2): 183-189. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.074>
- Sathish, M. N., Jeyasanta, K. I. & Patterson, J. 2020. Monitoring of microplastics in the clam *Donax cuneatus* and its habitat in Tuticorin coast of Gulf of Mannar (GoM), India. *Environmental Pollution*, 266(Part 1): 115219. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115219>

- Scherer C., Weber, A., Lambert, S. & Wagner, M. 2018. Interactions of Microplastics with Freshwater Biota. In: Wagner M., Lambert S. (eds) *Freshwater Microplastics. The Handbook of Environmental Chemistry*, 58: 153-180. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_8
- Scott, N., Porter, A., Santillo, D., Simpson, H., Lloyd-Williams, S. & Lewis, C. 2019. Particle characteristics of microplastics contaminating the mussel *Mytilus edulis* and their surrounding environments. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 125-133. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.041>
- Schwacke, L. H., Gulland, F. M., White, S. 2013. Sentinel Species in Oceans and Human Health. In: Laws E. (eds) *Environmental Toxicology*. Springer, New York, NY. 523-528 pp. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-5764-0_18
- Schymanski, D., Goldbeck, C., Humpf, H. U. & Fürst, P. 2018. Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water. *Water Research*, 129, 154-162. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.11.011>
- SECTUR, 2018. Visión Global del Turismo a México: Enero-Abril 2018. 28 p. Disponible en <https://www.datatur.sectur.gob.mx/Documentos%20compartidos/VisionGlobalTurismoAMexAbr2018.pdf>
- SEMARNAT. 2019. Programa Integral de Playas Limpias: *Que Acciones Realizan Las Diversas Instancias Gubernamentales Para Garantizar La Calidad Del Agua*. Disponible en <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/gob-mx/playas/pdf/acciones.pdf>
- SepescaBC. 2016. Reporte de Producción Pesquera y Acuícola de Baja California Sistema SEPESCA/CONAPESCA. Periodo Información 2015 Disponible en <https://docplayer.es/87528873-Boletin-estadistico-reporte-de-produccion-pesquera-y-acuicola-de-baja-california-sistema-sipesca-conapesca.html>
- SepescaBC. 2018. Reporte de Producción Pesquera y Acuícola de Baja California Sistema SEPESCA/CONAPESCA. Periodo Información 2018. Disponible en <https://docplayer.es/85122142-Boletin-estadistico-reporte-de-produccion-pesquera-y-acuicola-de-baja-california-periodo-informacion-2018-corte-preliminar-al-mes-de-febrero.html>
- Setälä, O., Norkko, J. & Lehtiniemi, M. 2016. Feeding type affects microplastic ingestion in a coastal invertebrate community. *Marine Pollution Bulletin*, 102(1): 95-101. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.053>
- Shruti, V. C., Jonathan, M. P., Rodríguez-Espinosa, P. F. & Rodríguez-González, F. 2019. Microplastics in freshwater sediments of Atoyac River basin, Puebla City, México.

- Science of The Total Environment*, 654, 154-163, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.054>
- Shruti, V. C., Pérez-Guevara, F. & Kuttralam-Muniasamy, G. 2020a. Metro station free drinking water fountain- A potential “microplastics hotspot” for human consumption. *Environmental Pollution*, 261, 114227. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114227>
- Shruti, V. C., Pérez-Guevara, F., Elizalde-Martínez, I., Kuttralam-Muniasamy, G. 2020b. First study of its kind on the microplastic contamination of soft drinks, cold tea and energy drinks - Future research and environmental considerations. *Science of The Total Environment*, 726, 138580. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138580>
- Sıkdokur, E., Belivermiş, M., Sezer, N., Pekmez, M., Bulan, O. K. & Kılıç, O. 2020. Effects of microplastics and mercury on manila clam *Ruditapes philippinarum*: Feeding rate, immunomodulation, histopathology and oxidative stress. *Environmental Pollution*, 262, 114247. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114247>
- Sleight, V. A., Bakir, A., Thompson, R. C. & Henry, T. B. 2017. Assessment of microplastic-sorbed contaminant bioavailability through analysis of biomarker gene expression in larval zebrafish. *Marine Pollution Bulletin*, 116(1–2): 291-297. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.12.055>
- Smith, M., Love, D. C., Rochman, C. M., & Neff, R. A. 2018. Microplastics in Seafood and the Implications for Human Health. *Current environmental health reports*, 5(3), 375–386. <https://doi.org/10.1007/s40572-018-0206-z>
- Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera y Acuícola Laguna Manuela, S.C. de R.L. de C.V. 2015. Manifestación de Impacto Ambiental Modalidad Particular Sector Pesquero, Subsector Acuícola. Proyecto: Cultivo de ostión en la Laguna Manuela, Ensenada, B.C. Consulta Pública. Disponible en: https://docplayer.es/78753027-Sociedad-cooperativa-de-produccion-pesquera-y-acuicola-laguna-manuela-s-c-de-r-l-de-c-v.html#show_full_text
- Sparks, C. 2020. Microplastics in Mussels Along the Coast of Cape Town, South Africa. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 104, 423–431. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02809-w>
- Sparks, C., Awe, A. & Maneveld, J. 2021. Abundance and characteristics of microplastics in retail mussels from Cape Town, South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, 166, 112186. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112186>
- Steer, M., Cole, M., Thompson, R. C. & Lindeque, P. K. 2017. Microplastic ingestion in fish larvae in the western English Channel. *Environmental Pollution*, 226, 250-259. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.062>
- Sui, M., Lu, Y., Wang, Q., Hu, L., Huang, X. & Liu, X. 2020. Distribution patterns of microplastics in various tissues of the Zhikong scallop (*Chlamys farreri*) and in the

- surrounding culture seawater. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111595. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111595>
- Sussarellu, R., Suquet, M., Thomas, Y., Lambert, C., Fabioux, C., Pernet, M. E. J., Goïc, N. L., Quillien, V., Mingant, C., Epelboin, Y., Corporeau, C., Guyomarch, J., Robbens, J., Paul-Pont, I., Soudant, P. & Huvet, A. 2016. Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *PNAS*, 113(9): 2430-2435. <https://doi.org/10.1073/pnas.1519019113>
- Swan, S. H., Main, K. M., Liu, F., Stewart, S. L., Kruse, R. L., Calafat, A. M., Mao, C. S., Redmon, J. B., Ternand, C. L., Sullivan, S., Teague, J. L. & Study for Future Families Research Team. 2005. Decrease in anogenital distance among male infants with prenatal phthalate exposure. *Environmental health perspectives*, 113(8): 1056–1061. <https://doi.org/10.1289/ehp.8100>
- Swan, S. H. 2008. Environmental phthalate exposure in relation to reproductive outcomes and other health endpoints in humans. *Environmental Research*, 108(2): 177-184. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.08.007>
- Takada, H. 2006. Call for pellets! International Pellet Watch global monitoring of POPs using beached plastic resin pellets. *Marine pollution bulletin*, 52(12), 1547–1548. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.10.010>
- Taylor, M. L., Gwinnett, C., Robinson, L. F. & Woodall, L. C. 2016. Plastic microfibre ingestion by deep-sea organisms. *Scientific reports*, 6, 33997. <https://doi.org/10.1038/srep33997>
- Teuten, E. L., Rowland, S. J., Galloway, T. S. & Thompson, R. C. 2007. Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental science & technology*, 41(22): 7759–7764. <https://doi.org/10.1021/es071737s>
- Thevenon, F., Carroll C., Sousa J. (editors), 2014. Plastic Debris in the Ocean: The Characterization of Marine Plastics and their Environmental Impacts, Situation Analysis Report. Gland, Switzerland: IUCN. 52 pp. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2014.03.en>
- Thomas, M., Jon, B., Craig, S., Edward, R., Ruth, H., John, B., Dick, V. A., Heather, L. A. & Matthew, S. 2020. The world is your oyster: low-dose, long-term microplastic exposure of juvenile oysters. *Heliyon*, 6(1): E03103. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e03103>
- Thompson, R. C., Moore, C. J., vom Saal, F. S. & Swan, S. H. 2009. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 364(1526): 2153–2166. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0053>
- Thushari, G. G. N., Duminda J., Senevirathna, M., Yakupitiyage, A. & Chavanich, S. 2017. Effects of microplastics on sessile invertebrates in the eastern coast of Thailand: An

- approach to coastal zone conservation. *Marine Pollution Bulletin*, 124(1): 349-355. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.010>
- UNEP, 2016. Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change. United Nations Environment Programme, Nairobi. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.30493.51687>
- Van Cauwenberghe, L. & Janssen, C. R. 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, 193, 65-70. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010>
- Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M. B. & Janssen, C. R. 2015. Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environmental Pollution*, 199, 10-17. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.01.008>
- Vandermeersch, G., Van Cauwenberghe, L., Janssen, C. R., Marques, A., Granby, K., Fait, G., Kotterman, M. J. J., Diogène, J., Bekaert, K., Robbens, J. & Devriese, L. 2015. A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms. *Environmental Research*, 143(Part B): 46-55. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.07.016>
- Vethaak, A. D. & Leslie, H. A. Plastic Debris Is a Human Health Issue. *Environmental Science & Technology*, 50(13): 6825-6826. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02569>
- Villalejo-Fuerte, M., Arellano-Martínez, M., Ceballos-Vázquez, B. P. & García-Domínguez, F. 2000. Ciclo reproductivo de la almeja chocolata *Megapitaria squalida* (Sowerby, 1835) (Bivalvia: Veneridae) en Bahía Juncalito, Golfo de California, México. *Hidrobiológica*, 10(2): 165-168. Disponible en http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972000000200012&lng=es&tlng=es
- Villarreal-Chávez, G., García-Domínguez, F., Correa, F. & Castro-Castro, N. 1999. Nota sobre la distribución geográfica de *Chione cortezi* (carpenter, 1864) (mollusca: pelecypoda: veneridae). *Ciencias Marinas*, 25(1): 153-159. ISSN: 0185-3880. Disponible en <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48025109>
- Wakkaf, T., Zrelli, R. E., Kedzierski, M., Balti, R., Shaiek, M., Mansour, L., Tlig-Zouari, S., Bruzard, S. & Rabaoui, L. 2020. Microplastics in edible mussels from a southern Mediterranean lagoon: Preliminary results on seawater-mussel transfer and implications for environmental protection and seafood safety. *Marine Pollution Bulletin*, 158, 111355. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111355>
- Watts, A. J. R., Lewis, C., Goodhead, R. M., Beckett, S. J., Moger, J., Tyler, C. R. & Galloway, T. S. 2014. Uptake and Retention of Microplastics by the Shore Crab *Carcinus maenas*. *Environmental Science & Technology*, 48(15): 8823-8830. <https://doi.org/10.1021/es501090e>

- Webb, S., Ruffell, H., Marsden, I., Pantos, O., Gaw, S. 2019. Microplastics in the New Zealand green lipped mussel *Perna canaliculus*. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110641. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110641>
- Welden, N. A. C. & Lusher, A. 2017. Impacts of changing ocean circulation on the distribution of marine microplastic litter. *Integr Environ Assess Manag*. 13:483–487. SETAC. <https://doi.org/10.1002/ieam.1911>
- Wesch, Ch., Bredimus, K., Paulus, M. & Klein, R. 2016. Towards the suitable monitoring of ingestion of microplastics by marine biota: A review. *Environmental Pollution*, 218, 1200-1208. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.076>
- Woodall, L. C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G. L.J., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A. D., Narayanaswamy, B. E. & Thompson, R. C. 2014. The deep sea is a major sink for microplastic debris. Royal Society. 1(4). <http://doi.org/10.1098/rsos.140317>
- Wright, S. L., Thompson, R. C. & Galloway, T. S. 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178, 483-492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>.
- Wright, S. L. & Kelly, F. J. 2017. Plastic and Human Health: A Micro Issue?. *Environmental Science & Technology*, 51(12): 6634-6647. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>
- Wu, F., Wang, Y., Leung, J. Y. S., Huang, W., Zeng, J., Tang, Y., Chen, J., Shi, A., Yu, X., Xu, X., Zhang, H. & Cao, L. 2020. Accumulation of microplastics in typical commercial aquatic species: A case study at a productive aquaculture site in China. *Science of The Total Environment*, 708, 135432. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135432>
- Wu, P., Huang, J., Zheng, Y., Yang, Y., Zhang, Y., He, F., Chen, H., Quan, G., Yan, J., Li, T. & Gao, B. 2019. Environmental occurrences, fate, and impacts of microplastics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 184, 109612. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109612>.
- Xu, X., Wong, C. Y., Tam, N. F. Y., Lo, H. S. & Cheung, S. G. 2020. Microplastics in invertebrates on soft shores in Hong Kong: Influence of habitat, taxa and feeding mode. *Science of The Total Environment*, 715, 136999. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136999>
- Zhang, X., Yan, B. & Wang, X. 2020a. Selection and optimization of a protocol for extraction of microplastics from *Macraa veneriformis*. *Science of The Total Environment*. 746, 141250. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141250>
- Zhang, Y., Kang, S., Allen, S., Allen, D., Gao, T. & Sillanpää, M. 2020b. Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews*, 203, 103118. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103118>

- Zhao, S., Ward, J. E., Danley, M. & Mincer, T. J. 2018. Field-Based Evidence for Microplastic in Marine Aggregates and Mussels: Implications for Trophic Transfer. *Environmental Science & Technology*, 52(19): 11038-11048. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03467>
- Zhu, J., Zhang, Q., Li, Y., Tan, S., Kang, Z., Yu, X., Lan, W., Cai, L., Wang, J. & Shi, H. 2019. Microplastic pollution in the Maowei Sea, a typical mariculture bay of China. *Science of The Total Environment*, 658, 62-68. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.192>
- Ziccardi, L. M., Edgington., A., Hentz, K., Kulacki, K. J. & Driscoll, S. K. 2016. Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: A state-of-the-science review. *Environ Toxicol Chem*, 35:1667–1676. SETAC. <https://doi.org/10.1002/etc.3461>

ANEXOS

A. Investigaciones globales sobre contaminación por microplásticos en bivalvos. Comparación en organismos silvestres, cultivados y de mercados locales.

	Tipo de producción	Solución de digestión utilizada	Morfologías	Abundancia (MPs/gramo de peso húmedo o por individuo)	Autor
Especies/país	Mejillones <i>Mytilus edulis</i>				
Canadá	Mercado	30% H ₂ O ₂	Fibras	2.79-7.42	Mathalon y Hill, 2014
	Silvestres y cultivadas	68-70% HNO ₃	Fibras, fragmentos, pellets	138±202 259±114	Murphy, 2018
Alemania	Cultivadas	69% HNO ₃	Fibras, fragmentos	0.36±0.07	Van Cauwenberghe y Janssen, 2014
Bélgica	Silvestres	HNO ₃ :HClO ₄	Fibras, fragmentos, films, esferas	3.5/10 g	De Witte et al., 2014
Francia, Bélgica, Holanda	Silvestres	69% HNO ₃	-	0.2±0.3	Van Cauwenberghe et al., 2015
Reino Unido	Silvestres	Enzima Tripsina	Fibras, fragmentos, films	1.05-4.44	Courtene-Jones et al., 2017
	Cultivadas	Enzima Coralase 7089	Fibras, films	2.5	Catarino et al., 2017
	Mercado y silvestres	30% H ₂ O ₂	Fibras, fragmentos, esferas, escamas	0.7-2.9	Li et al., 2018b
Países bajos	Silvestre	Enzima Proteinasa K y 30% H ₂ O ₂	Fibras	37	Karlsson et al., 2017
	Silvestre	HNO ₃ , NaOH y 30% H ₂ O ₂	Fibras, esferas	19-105	Leslie et al., 2017
Francia	Silvestres y cultivados	10% KOH	Fibras, fragmentos	0.23±0.20	Phuong et al., 2018a
	Silvestres	10% KOH	Fibras, fragmentos	0.23±0.09	Phuong et al., 2018b
	Silvestre	KOH 10%	Fibras	0.15 ± 0.06	Hermabessiere et al., 2019

Francia y países bajos	Mercado	HNO ₃ : HCl	Fibras, fragmentos	0.06±0.13 0.32±0.22	Vandermeersch et al., 2015
China	Silvestres y cultivadas	30% H ₂ O ₂	Fibras, fragmentos	2.7 1.6	Li et al., 2016^a
	Cultivadas	30% H ₂ O ₂	Fibras, fragmentos, esferas	9.2	Kolandhasamy et al., 2018
	Silvestres	30% H ₂ O ₂	Fibras, fragmentos, pellets	1.52-5.36	Qu et al., 2018
Corea del Sur	Mercado	KOH/LMT	Fragmentos	0.12±0.11	Cho et al., 2019
Corea	Silvestres	10% KOH	Fibras, fragmentos, esferas, films	0.33±0.23	Cho et al., 2021
Estados Unidos	Silvestre	30% H ₂ O ₂	Fragmentos, fibras	0.0–5.1	Zhao et al., 2018
<i>Mytilus galloprovincialis</i>					
Italia	Silvestre	30% H ₂ O ₂	Fibras, fragmentos	0.05	Bonello et al., 2018
	Mercado y silvestres	30% H ₂ O ₂	Fibras	6.2 7.2	Renzi et al., 2018
Italia (Mar Adriático)	Silvestres	20% KOH	Fibras, fragmentos	Área costera: 1.06–1.33 Mar adentro: 0.65–0.66	Gomiero et al., 2019
España Italia	Mercado y cultivadas	HNO ₃ : HCl	Fibras, fragmentos	0.04±0.09 0.25±0.26	Vandermeersch et al., 2015
Grecia	Sin datos	30% H ₂ O ₂	Fibras, fragmentos, films	46.25% ingirió MPs	Digka et al., 2018a
	Silvestres y cultivadas	30% H ₂ O ₂	Fibras, fragmentos	5.3±0.5 2.5±0.3	Digka et al., 2018b
Laguna de Bizerte (Túnez)	Silvestres	KOH 10%	Fibras, fragmentos, films, gránulos	2.1 ± 1.0	Wakkaf et al., 2020
	Silvestres	KOH 10%	Fibras, fragmentos, films	790 MPs/kg	Abidli et al., 2019
China	Mercado	30% H ₂ O ₂	Fibras, fragmentos, pellets	2.39±1.32	Li et al., 2015
	Silvestres y de mercado	KOH 10%	Fibras, fragmentos, gránulos	2.0 3.17	Ding et al., 2018

Sudáfrica	Silvestres	/	Fibras	2.33± 0.2	Sparks, 2020
Ostiones <i>Crassostrea gigas</i>					
Francia	Mercado	69% HNO ₃	Fibras, fragmentos	0.47±0.16	Van Cauwenberghe y Janssen (2014)
Francia	Silvestres y cultivadas	10% KOH	Fragmentos	0.18±0.16	Phuong et al., 2018a
Estados Unidos	Mercado	KOH	Fibras	0.6 ± (0.9), 0-20 MP/individuo	Rochman et al., 2015
	Silvestre	10% KOH	Fibras, fragmentos, perlas, films, espumas	0.35±0.04	Baechler et al., 2019
Corea del Sur	Mercado	KOH	Fragmentos	0.07±0.06	Cho et al., 2019
Corea	Silvestres	10% KOH	Fibras, fragmentos, esferas, films	0.33±0.23	Cho et al., 2021
Canadá	Cultivadas	HNO ₃	Pellets	212.80±153.80	Murphy, 2018
Países bajos	Silvestre	HNO ₃ , NaOH y 30% H ₂ O ₂	Fibras, esferas	30-87	Leslie et al., 2017
Italia	Silvestre	69% HNO ₃		0.11	Bonello et al., 2018
Laguna de Bizerte (Túnez)	Silvestres	KOH 10%	Fibras, fragmentos, films	1,483 MP/kg	Abidli et al., 2019
Saccostrea forskalii					
Tailandia	Silvestre	HNO ₃	Fibras	0.57±0.22 (0.2-0.6)	Thushari et al., 2017
Anomia ephippium					
Italia	Silvestre	69% HNO ₃		0.12	Bonello et al., 2018
Saccostrea glomerata					
Australia	Silvestre	KOH 10%	Fibras, fragmentos, esferas	0.15 a 0.83	Jahan et al., 2019
China					
Saccostrea cucullata	Silvestre	KOH 10%	Fibras	1.5 a 7.2	Li et al., 2018a

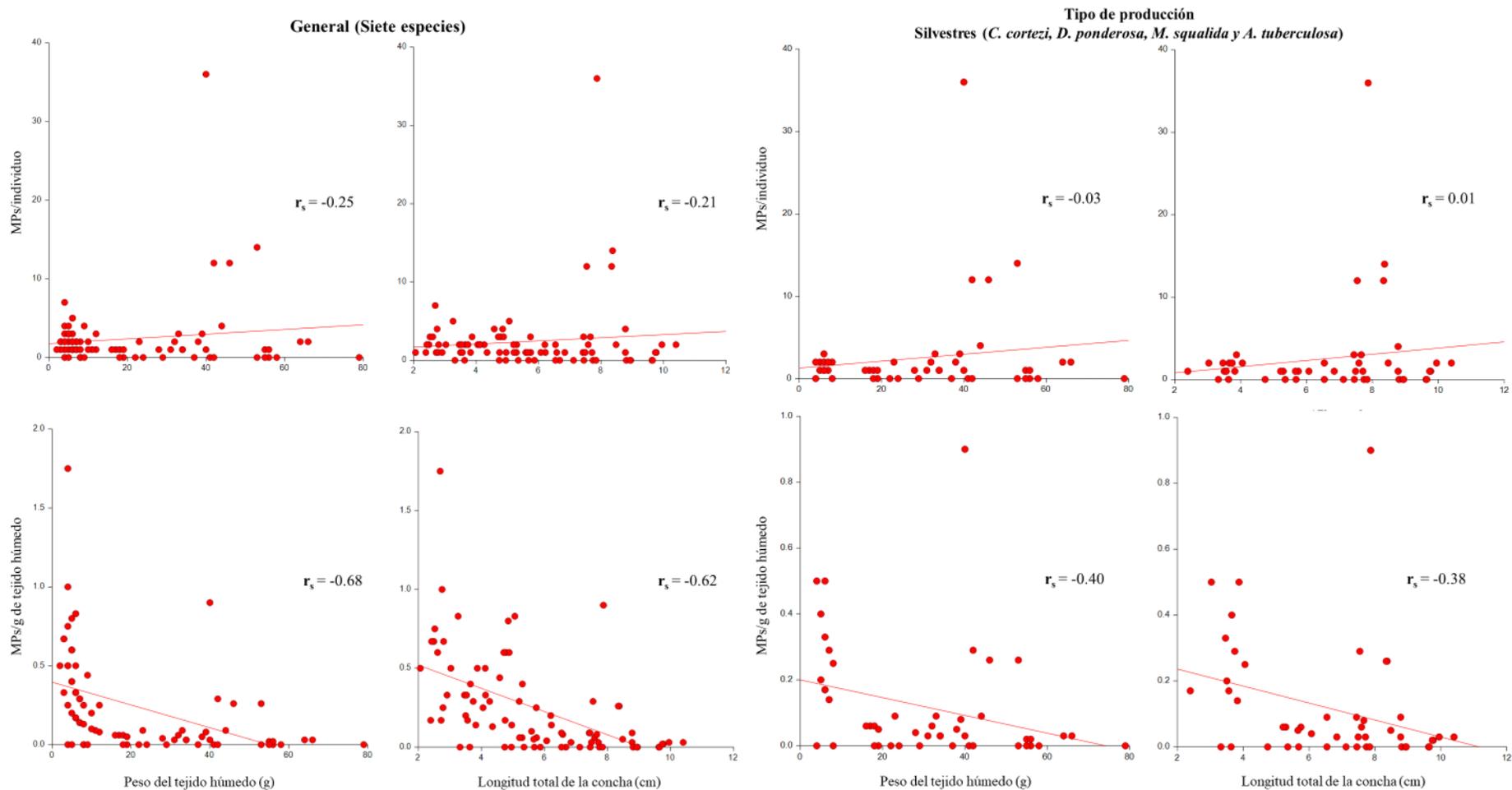
<i>Ostrea denselamellosa</i>	Cultivadas	10% KOH y 30% H ₂ O ₂	Fibras, fragmentos	0.31 ± 0.10	Wu <i>et al.</i> , 2020
<i>Alectryonella plicatula</i>	Mercado	30% H ₂ O ₂	Fibras, fragmentos, pellets	5.9	Li <i>et al.</i> , 2015
<i>Crassostrea hongkongensis</i>	Cultivadas	KOH 10%	Fibras, espuma, fragmentos	0.8±0.2	Zhu <i>et al.</i> , 2019
<i>Mytilus trossulus</i>					
Finlandia	Silvestres	Dodecil sulfato de sodio (SDS) y enzimas detergentes	Fibras, fragmentos, esferas	0.4±1.9	Railo <i>et al.</i> , 2018
<i>Mytilus spp.</i>					
Noruega	Silvestres	10% KOH	Fibras, espumas, fragmentos, films	1.85±3.74	Lusher <i>et al.</i> , 2017b
	Silvestres	10% KOH	Fibras, espumas, fragmentos, films	0.97±2.61	Brate <i>et al.</i> , 2018
Reino Unido	Silvestre	Enzima Coralase 7089	Fibras, films, esferas, otras	3.0±0.9	Catarino <i>et al.</i> , 2018
<i>Modiolus modiolus</i>					
Reino Unido	Silvestre	Enzima Coralase 7089	Fibras, films, esferas, otras	0.086±0.031	Catarino <i>et al.</i> , 2018
<i>Perna perna</i>					
Brasil	Silvestre	22.5 M HNO ₃	Fibras, fragmentos	75% ingirió MPs	Santana <i>et al.</i> , 2016
<i>Perna viridis</i>					
Indonesia	Silvestre	30% H ₂ O ₂	Fibras, fragmentos, esferas	4-20	Khoironi <i>et al.</i> , 2018
<i>Perna canaliculus</i>					
Nueva Zelanda	Silvestres	HNO ₃	Fibras, fragmentos, microesferas	0 a 0.48	Webb <i>et al.</i> , 2019
<i>Anodonta anatina</i>					
Suecia	Silvestre	65% HNO ₃	Fibras, fragmentos	3 a 12	Berglund <i>et al.</i> , 2019

<i>Choromytilus meridionalis</i> y <i>Aulacomya ater</i>					
Sudáfrica	Silvestres	Sin datos	Fibras	2.33± 0.2	Sparks, 2020
<i>Dreissena bugensis</i>					
Estados Unidos	Silvestre	30% KOH	Fibras, fragmentos, films, espumas	2.7-13 MPs/individuo	Baldwin et al., 2020
Almejas China					
<i>Scapharca subcrenata</i>				10.5	
<i>Tegillarca granosa</i>				4.0	
<i>Sinonovacula constricta</i>	Mercado	30% H ₂ O ₂	Fibras, fragmentos, pellets	2.1	Li et al., 2015
<i>Ruditapes philippinarum</i>				2.3	
<i>Meretrix lusoria</i>				4.2	
<i>Cyclina sinensis</i>				4.0	
<i>Macra veneriformis</i>	Mercado	KOH 10%		3.50 ± 1.35	Zhang et al., 2020a
<i>Sinonovacula constricta</i>	Cultivadas	10% KOH y 30% H ₂ O ₂	Fibras, fragmentos	0.21 ± 0.05	Wu et al., 2020
<i>Circe scripta</i>				0.1	
<i>Barbatia</i> spp.				1	
<i>Ruditapes variegatus</i>				2.4	
<i>Marcia</i> spp.				0.1	
<i>Gafrarium</i> spp.	Silvestres	KOH 10%	Fibras	0.3	Xu et al., 2020
<i>Neotrapezium liratum</i>				1.2	
<i>Donax</i> spp.				2.9	

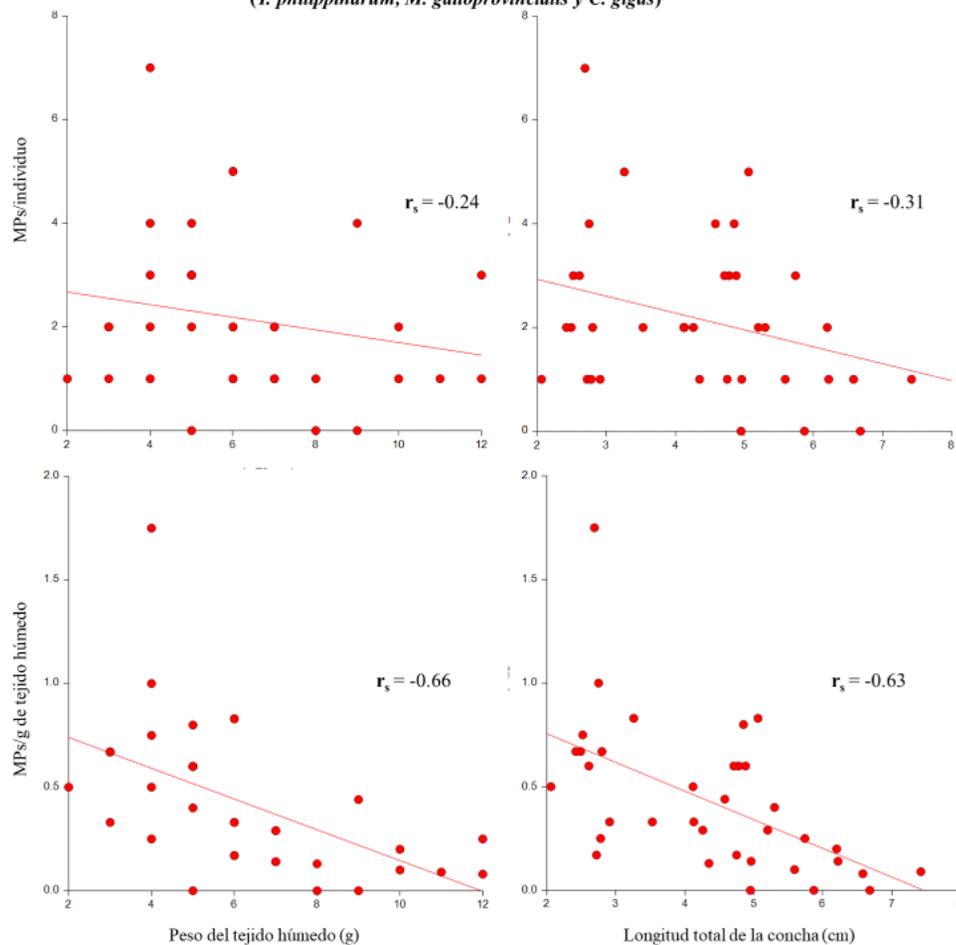
<i>Anomalodiscus squamosus</i>				3.5	
Corea del Sur					
<i>Tapes philippinarum</i>	Mercado	KOH	Fragmentos	0.34±0.32	Cho et al., 2019
Canadá					
<i>Venerupis philippinarum</i>	Silvestres y cultivadas	HNO ₃	Fibras	0.9 ± 0.9 1.7±1.2	Davidson y Dudas, 2016
<i>Venerupis philippinarum</i>	Cultivadas	HNO ₃	Pellets	89.42±50.88	Murphy, 2018
Irán (Golfo Pérsico)					
<i>Amiantis umbonella</i>	Silvestres	30% H ₂ O ₂	Fibras	6.9 ± 2.3	Naji et al., 2018
<i>Amiantis purpuratus</i>				6.1 ± 1.8	
Kuwait (Golfo Pérsico)					
<i>Meretrix meretrix, Circenita callipyga y Amiantis umbonella</i>	Silvestres	Solución de salmuera saturada	Sin datos	0/39 muestras	Saeed et al., 2020
Estados Unidos					
<i>Siliqua patula</i>	Silvestre	10% KOH	Fibras, fragmentos, perlas, films, espumas	0.16±0.02	Baechler et al., 2019
<i>Corbicula fluminea</i>	Silvestre	30% KOH	Fibras, fragmentos, films, espumas	51.7 MPs/individuo	Baldwin et al., 2020
Francia					
<i>Cerastoderma edule</i>	Silvestre	KOH 10%	Fibras	0.74±0.35	Hermabessiere et al., 2019
Corea					
<i>Ruditapes philippinarum</i>	Silvestres	10% KOH	Fibras, fragmentos, esferas, films	0.43 ± 0.32	Cho et al., 2021
África (Tanzania)					
<i>Anadara antiquata</i>	Silvestre	10 M NaOH	Fibras, fragmentos	2.1±1.8/individuo	Mayoma et al., 2020

Laguna de Bizerte (Túnez)					
<i>Ruditapes decussatus</i>	Silvestres	KOH 10%	Fibras, fragmentos, films	1,450 MPs/kg	Abidli et al., 2019
India					
<i>Donax cuneatus</i>	Silvestre	10% KOH	Fibras, fragmentos, films, espumas	0.64 a 1.3	Sathish et al., 2020
México					
<i>Polymesoda caroliniana</i>	Silvestre	30% H ₂ O ₂	Fibras, fragmentos	2.6 ± 1.66/individuo 0.51 ± 0.39/g	Alvarado-Aguilar et al., 2018
Vieiras <i>Patinopecten yessoensi</i>					
China	Mercado	30% H ₂ O ₂	Fibras, fragmentos, pellets	2.39	Li et al., 2015
Corea del Sur		KOH/LMT	Fragmentos	0.08±0.08 (0.01-0.17)	Cho et al., 2019
China					
<i>Chlamys farreri</i>	Mercado	KOH 10%	Fibras, fragmentos, gránulos	3.2 y 7.1	Ding et al., 2018
	Acuicultura	30% a 60% H ₂ O ₂	Fibras, fragmentos, films	8 a 13/individuo	Sui et al., 2020

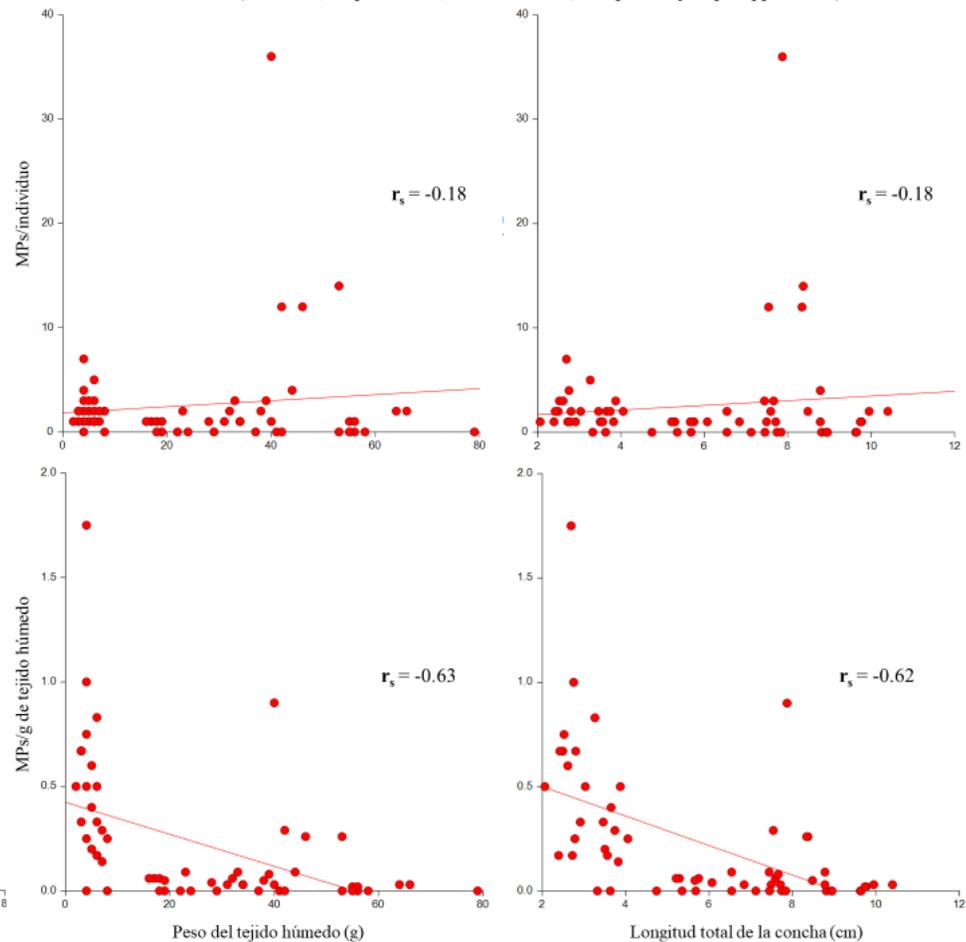
B. Correlación de rango de Spearman (r_s) entre las abundancias de MPs/g de tejido húmedo y MPs/individuo respecto a la longitud (cm) y peso húmedo (g) de los organismos. Los resultados se muestran para las tres categorías (tipo de producción, hábitat y zona de extracción de los organismos).

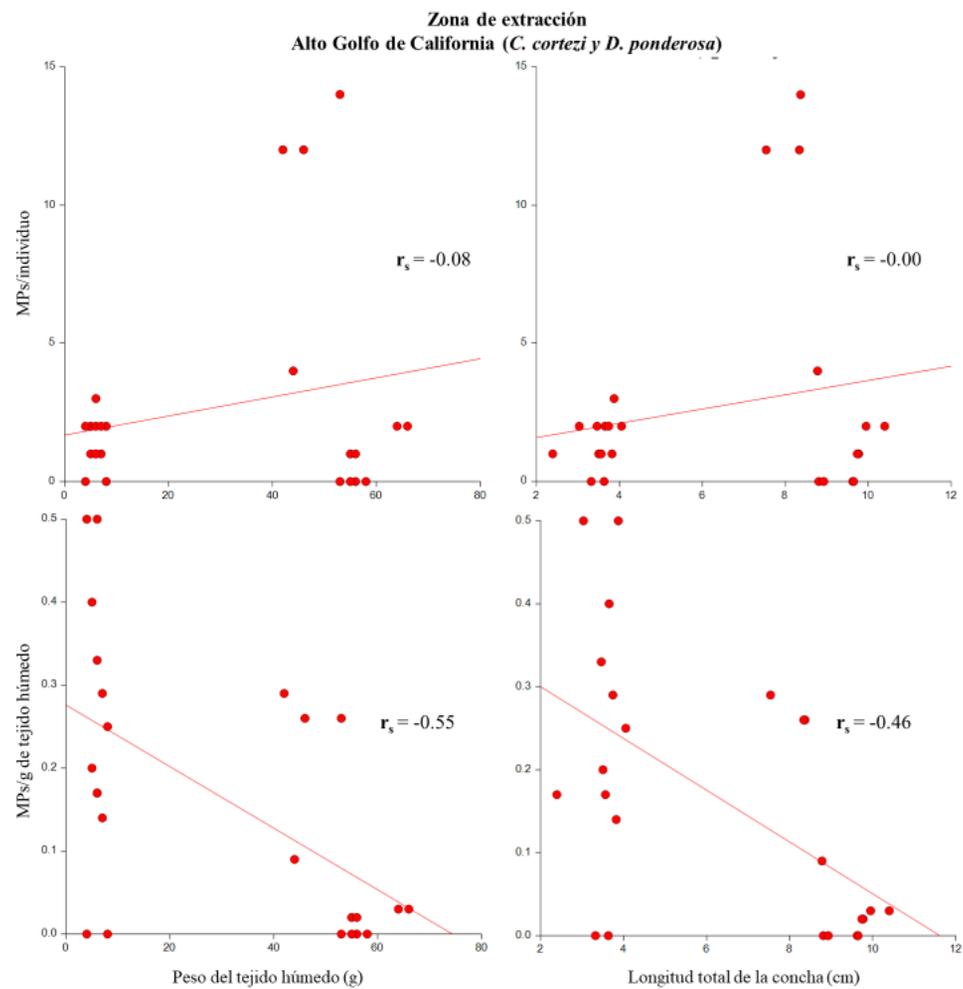
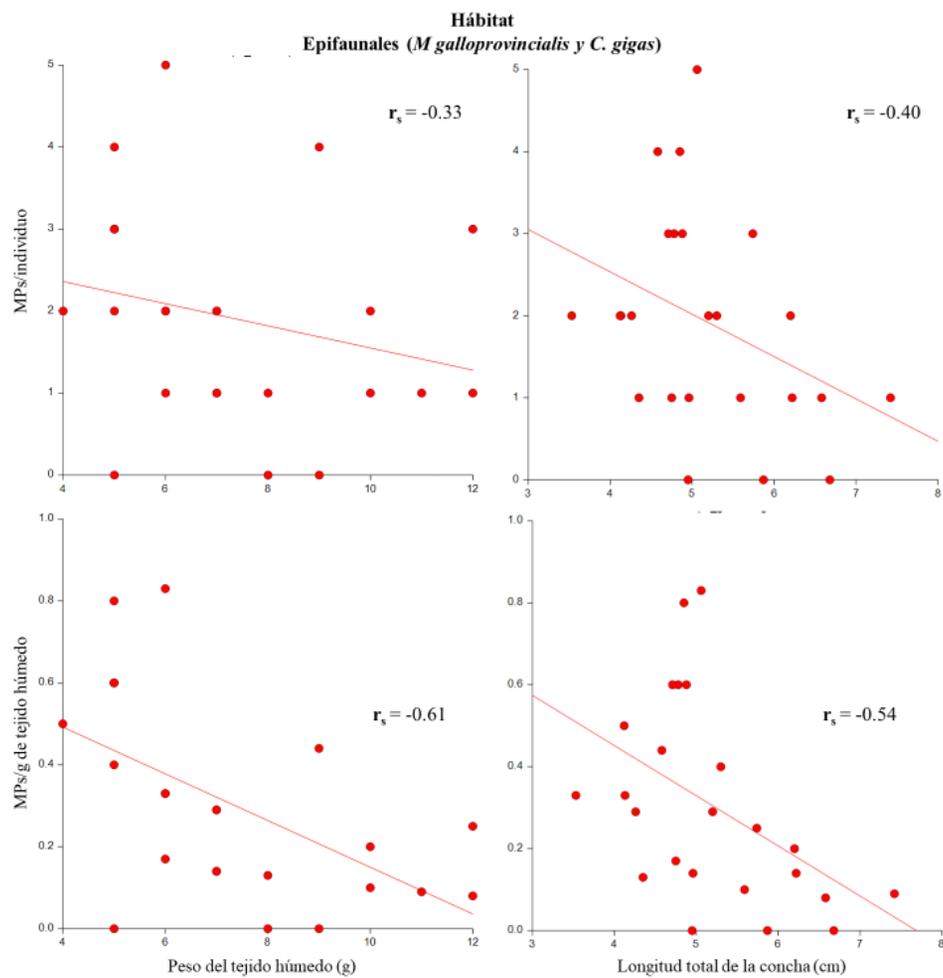


Tipo de producción: Cultivadas y Zona de extracción: Bahía de Todos Santos
(T. philippinarum, M. galloprovincialis y C. gigas)



Hábitat
Infauales (*C. cortezi, D. ponderosa, A. tuberculosa, M squalida y T. philippinarum*)





Zona de extracción: Laguna Manuela (*A. tuberculosa* y *M. squalida*)

