



**Centro de Investigación en Alimentación y
Desarrollo, A.C.**

**CLASIFICACIÓN Y CUANTIFICACIÓN DE PARTÍCULAS DE
POTENCIALES MICROPLÁSTICOS EN HECES DE LOBO
MARINO DE CALIFORNIA (*Zalophus californianus*) EN SEIS
LOBERAS DEL GOLFO DE CALIFORNIA**

Por:

José Ángel Ortega Borchardt

TESIS APROBADA POR LA

COORDINACIÓN DE ASEGURAMIENTO DE CALIDAD
Y APROVECHAMIENTO SUSTENTABLE DE RECURSOS NATURALES

Como requisito parcial para obtener el grado de

MAESTRÍA EN CIENCIAS

APROBACIÓN

Los miembros del comité designado para la revisión de la tesis de José Ángel Ortega Borchardt, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Maestría en Ciencias.



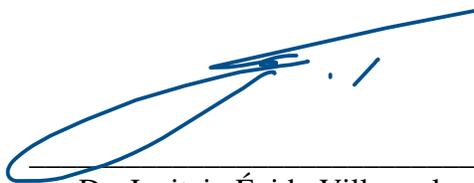
Dr. Juan Pablo Gallo Reynoso
Director de tesis



Dra. Nancy Ramírez Álvarez
Co-directora de tesis



Dra. Jaqueline García Hernández
Integrante del comité de tesis



Dr. Janitzio Égido Villarreal
Integrante del comité de tesis

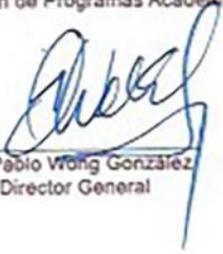
DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

La información generada en la tesis "Clasificación y Cuantificación de Partículas de Potenciales Microplásticos en Heces de Lobo Marino de California (*Zalophus californianus*) en Seis Loberas del Golfo de California" es propiedad intelectual del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD). Se permiten y agradecen las citas breves del material contenido en esta tesis sin permiso especial del autor José Ángel Ortega Borchardt, siempre y cuando se dé crédito correspondiente. Para la reproducción parcial o total de la tesis con fines académicos, se deberá contar con la autorización escrita de quien ocupe la titularidad de la Dirección General del CIAD.

La publicación en comunicaciones científicas o de divulgación popular de los datos contenidos en esta tesis, deberá dar los créditos al CIAD, previa autorización escrita del manuscrito en cuestión del director(a) de tesis.



CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN
ALIMENTACIÓN Y DESARROLLO, A.C.
Coordinación de Programas Académicos


Dr. Pablo Wong González
Director General

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el apoyo prestado durante el posgrado.

Al Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD), por abrirme las puertas y darme los medios necesarios para concretar este trabajo.

A la Comisión Natural de Áreas Naturales Protegidas (CONANP; No. de proyecto: 20587) y a la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT; colecta científica bajo permisos: SGPA/DGVS/06770/17 y SGPA/DGVS/005255/18), por el apoyo económico y permisos necesarios para poder realizar este proyecto de investigación.

Al Dr. Juan Pablo Gallo Reynoso, por abrirme las puertas de su laboratorio, por brindarme siempre su apoyo, por sus clases que siempre me inspiraron a aprender más, por las enseñanzas dentro y fuera del ambiente académico a lo largo de los años que tengo de conocerlo, por contarme las historias de sus aventuras, por las sonrisas compartidas y ser un ejemplo a seguir.

A la Dra. Nancy Ramírez Álvarez, por abrirme las puertas de su laboratorio, por darme un giro de perspectiva en los estudios de mi trabajo de investigación, por siempre darme un espacio para resolverme dudas y ayudarme en ámbitos técnicos y científicos.

A la Dra. Jaqueline García Hernández, por siempre estar al pendiente de cómo voy y cómo puedo mejorar, por sus clases que me introdujeron a un campo científico muy interesante y por su apoyo oportuno durante el proceso metodológico.

Al Dr. Janitzio Égido Villarreal, por su interés en ver concretada mi tesis y siempre tener un espacio disponible para mí y mis dudas, por enseñarme con gusto, por su confianza y por todas las risas que hemos compartido.

Al Biol. Isaí David Barba Acuña, por su compañerismo y amistad que nació de nuestro interés en la conservación, por su interés en mi progreso de investigación de tesis, por su ayuda en ámbitos dentro y fuera del laboratorio, por su guía para mejorar en campo y por las buenas experiencias personales y académicas que nos esperan.

A la Dra. Lorena Ríos Mendoza, por su apoyo y guía del proceso experimental y por estar al pendiente del progreso de mi trabajo de investigación.

A la M.V.Z. Elsa María Coria Galindo, por su guía en campo, por sus enseñanzas en relación con

la fauna silvestre y por su sonrisa que es muy contagiosa.

A mis compañeros del Laboratorio de Ecofisiología de CIAD-Guaymas, Lucila Armenta Méndez, Gema Marrujo Aramburo, Tania Quintana Salvador y Samuel Macías Sánchez, por su compañerismo y amistad, por siempre estar al pendiente y apoyarme en mi progreso académico.

A mis compañeras del posgrado, Estefanía Sesteaga Carbajal e Itzel Covarrubias Montoya, por su amistad, por apoyarme siempre durante nuestras clases y siempre estar al pendiente.

A Erwan Auguin, por su compañerismo y el apoyo en campo durante su breve estancia.

A Alfonso Madero Bautista y a Gustavo Gil Mendoza, por su compañerismo, amistad y estar pendientes de mi progreso académico.

Al Laboratorio de Contaminantes Orgánicos Persistentes del IIO-UABC en Ensenada, B.C., especialmente a Eduardo Lozano Hernández, Claudia Rivera Díaz y Osmar Araujo Leyva, por su apoyo y guía durante el proceso experimental de este trabajo.

Al Laboratorio de Ciencias Ambientales del CIAD-Guaymas, por la disponibilidad de equipo.

A toda la comunidad de CIAD-Guaymas que estuvieron presentes durante mi progreso académico.

A todos los pescadores y pangueros que nos apoyaron y transportaron a las loberas para poder cumplir con los objetivos de campo.

A Luis Eduardo Tellechea Robles, por estar pendiente de mi progreso académico, su gran amistad desde muchos años atrás, por ser gran inspiración académica y personal, por todas las pláticas que hemos tenido y por todas las que vienen.

Al equipo de *Gila Hikers*, especialmente a Jorge Jiménez Canale, Diego Félix Sobarzo, Héctor Rogel Martínez y José Vázquez Aguilar, por su interés en mi progreso académico y gran amistad.

A Álvaro Favela Moreno e Ignacio Ramos Barriga, por su amistad y pláticas tan amenas que tuvimos durante mi estancia en la bella Guaymas.

A Daniel Márquez Acosta, Edgar Gómez Yanes, Kevin González González, Luisa Dávila Anaya, Andrea Tinoco Agraz y Sofía Salazar Acosta, por su gran amistad y risas compartidas.

A toda mi familia en general, por haber estado al pendiente de mis logros, tanto personales como profesionales.

DEDICATORIA

Quiero dedicar este trabajo de tesis a mis padres, Pedro Francisco y Emma Lourdes, las personas que más quiero y más importantes en mi vida, por todo su apoyo incondicional y por siempre vivir en mi corazón. También a mi hermano mayor, Pedro Antonio, mi mejor amigo y mi compañero de videojuegos, por siempre ver por mi bienestar y estar pendiente de mi progreso académico y personal. Ustedes son la base de mis conocimientos, valores y aspiraciones.

También quiero dedicar este trabajo a mi persona favorita, Alma Enedina, por todo el apoyo y amor incondicional que me ha dado, por siempre estar presente, por ser mi copiloto en la carretera y por inspirarme todos los días a ser cada vez mejor.

Mi amor y cariño por todos ustedes nunca podrá cuantificarse.

“... Esos hombres silenciosos que siempre están en los muelles nos preguntaban adónde íbamos, y cuando decíamos ‘Al Golfo de California’, sus ojos brillaban de deseo, porque hubieran querido ir también.”

– John Steinbeck, *Por el mar de Cortés*, 1951

CONTENIDO

APROBACIÓN	2
DECLARACIÓN INSTITUCIONAL	3
AGRADECIMIENTOS	4
DEDICATORIA	6
CONTENIDO	7
LISTA DE FIGURAS	9
LISTA DE CUADROS	11
RESUMEN	12
ABSTRACT	13
1. INTRODUCCIÓN	14
2. ANTECEDENTES	16
2.1. El Legado de Cortés.....	16
2.2. Un Mar de Plástico.....	17
2.2.1. Microplásticos en el Océano – Un Factor Emergente y de Gran Preocupación.....	18
2.3. Presencia de Microplásticos en México.....	20
2.4. El Lobo Marino de California.....	22
2.5. Ingestión de Microplásticos por los Mamíferos Marinos.....	24
3. HIPÓTESIS	26
4. OBJETIVOS	27
4.1. Objetivo General.....	27
4.2. Objetivos Específicos.....	27
5. MATERIALES Y MÉTODOS	28
5.1. Colecta de Heces del Lobo Marino de California.....	28
5.2. Preparación de Heces.....	30
5.2.1. Tamizado.....	30
5.2.2. Digestión Alcalina.....	30
5.3. Identificación Visual de las Partículas.....	32
5.4. Prevención de Contaminación y Pérdida de Partículas.....	35
5.4.1. Colección de Muestras.....	35
5.4.2. Prevención de Contaminación en el Laboratorio.....	36
5.4.2.1. Tamizado.....	36
5.4.2.2. Digestión alcalina.....	37
5.4.2.3. Identificación visual de partículas.....	37
5.5. Análisis Estadístico de los Datos.....	38
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	39

CONTENIDO (continuación)

6.1. Partículas Encontradas en los Sitios Continentales, Intermedios y Oceánicos.....	44
6.1.1. Partículas Encontradas en Sitios de Clasificación Oceánica.....	44
6.1.2. Partículas Encontradas en Sitios de Clasificación Intermedia.....	45
6.1.3. Partículas Encontradas en Sitios de Clasificación Continental.....	46
6.2. Comparación en la Concentración de Partículas en Heces de Lobo Marino de California con otras Especies de la Familia Otariidae y Phocidae.....	48
6.3. Posible Ingestión Incidental de Microplásticos a través de Presas Contaminadas.....	54
6.4. Inferencias sobre la Ingesta de Posibles Partículas de Microplásticos por el Lobo Marino de California.....	57
6.4.1. Caracterización Química de las Partículas.....	57
6.4.2. Restricciones Metodológicas.....	58
6.4.3. Inferencias Biológicas.....	59
6.4.4. Inferencias Fisiológicas.....	59
6.4.4.1. Disponibilidad de presas.....	60
6.4.5. Transporte de Microplásticos por Corrientes Marinas.....	61
6.4.6. Microplásticos Atmosféricos.....	63
6.4.7. Salud Humana.....	63
7. CONCLUSIÓN.....	65
8. RECOMENDACIONES.....	66
9. REFERENCIAS.....	67
10. ANEXOS.....	80

LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1	Fragmentos de plástico visualizados en muestras colectadas de egagrópilas de albatros de Laysan (<i>Phoebastria immutabilis</i>) de la Isla Guadalupe, México (Colectadas por Gallo-Reynoso en 1992).....	20
2	Macho adulto de lobo marino de California en la Isla San Jorge, Golfo de California, México. Fotografía por Ortega-Borchardt el 10 de agosto, 2018.....	24
3	a) Sitios donde se realizaron colectas de heces dentro del Golfo de California: 1) Isla San Jorge, 2) Isla San Esteban, 3) Isla San Pedro Mártir, 4) Isla San Pedro Nolasco, 5) Costa de Cabo Haro y 6) Isla Farallón de San Ignacio. b) Heces en estado seco de lobo marino de California en la Isla San Pedro Mártir.....	28
4	Muestras de heces en proceso de digestión en tinas baño maría en temperatura constante (45 ± 5 °C).....	31
5	Muestra digerida en proceso de filtración utilizando una bomba de vacío.....	32
6	Esquema general sobre los tipos de productos (primarios y secundarios) de donde originan los MPs y sobre la clasificación visual (morfología, tamaño y color) de estas mismas. Modificada de Rochman et al., 2019.....	33
7	Microscopio estereoscópico Olympus SZX7 (70X) dentro de una cabina de cristal, utilizado para visualización y cuantificación de P-MPs.....	33
8	Campana de extracción que se utilizó como medio de aislamiento para el tamizado de muestras.....	37
9	Cabina de cristal para evitar contaminación durante el proceso de visualización y cuantificación de partículas.....	38
10	Ejemplos fotográficos de partículas visualizadas en las heces de lobo marino de California analizadas en este estudio. Las fibras y fragmentos fueron los únicos tipos de morfometría encontrados.....	40
11	Esquema de concentraciones de los P-MPs ($P\text{-MPs g}^{-1}$) de cada uno de los sitios de estudio.....	41
12	Esquemas de concentraciones de fibras y fragmentos de ser P-MPs de cada uno de los sitios de estudio; a) Concentración de fibras (fibras g^{-1}) y b) concentración de fragmentos (fragmentos g^{-1}).....	41

LISTA DE FIGURAS (continuación)

13	Composición de los colores de las partículas visualizadas en las muestras de cada sitio de estudio.....	43
14	Clasificación de los tamaños de las partículas visualizadas en las muestras de cada sitio de estudio.....	43
15	Hembra de cachalote enmallada en una red agallera de color azul. Fotografía tomada por Dick Repogle el 24 de Julio, 2003.....	48

LISTA DE CUADROS

Cuadro		Página
1	Clasificación asignada a los sitios de estudio según su distancia aproximada alejada del continente.....	29
2	Descripción de características de las morfologías presentes de MPs. Modificada de Rochman <i>et al.</i> , 2019 y fotografías tomadas de Shim <i>et al.</i> , 2018; Rochman <i>et al.</i> , 2019.....	33
3	Resultados y concentraciones de las muestras (P-MPs g ⁻¹) de los sitios muestreados a lo largo del Golfo de California.....	40
4	Concentraciones promedio de fibras y fragmentos de ser P-MPs (P-MPs g ⁻¹) de los sitios de estudio.....	42
5	Resumen de los resultados de estudios sobre MPs en heces de pinnípedos. “N/R” significa que no fue registrado en el estudio.....	51
6	Resumen de las características de las partículas de los estudios sobre MPs en heces de pinnípedos. “N/R” significa que no fue registrado en el estudio.....	53
7	Resumen de los resultados de trabajos selectos reportando presencia de MPs en el tracto gastrointestinal de peces y cefalópodos que están dentro de las presas del lobo marino de California. “N/I” significa que no se identificó el género y especie de los individuos. “N/R” significa que no fue registrado en el estudio.....	55

RESUMEN

Los microplásticos (MPs; < 5 mm) están altamente biodisponibles para una gran cantidad de taxones en diferentes niveles tróficos en los ecosistemas marinos. Hoy en día, en México no existen análisis sobre la ingesta de estas micropartículas por depredadores tope como los pinnípedos. Por lo que el investigar el consumo de partículas potenciales de ser MPs (P-MPs) por el lobo marino de California (*Zalophus californianus*), ayudará a evaluar el grado de exposición a este tipo de contaminantes, y así, tomarla como una especie bioindicadora en el Golfo de California. Para ello, se realizaron colectas de heces en seis loberas, en cinco islas del Golfo de California y en la costa de Cabo Haro, Guaymas, durante la época reproductiva (julio – agosto del 2018) y de descanso (enero del 2020), respectivamente. Las muestras se pasaron a través de una serie de tamices (1,000, 500 y 212 μm de luz de malla). La materia orgánica de las muestras fue eliminada aplicando el método de digestión alcalina (KOH al 30%), para facilitar la detección visual de los P-MPs. Los P-MPs de las muestras fueron identificadas y cuantificadas mediante un microscopio estereoscópico (Olympus SZX7, 70X) equipado con una cámara (Olympus LC30). La concentración promedio fue de 0.40 ± 0.61 P-MPs g^{-1} en heces ($n = 48$). Se determinó una diferencia significativa entre las concentraciones de P-MPs en heces de los lobos marinos de cada localidad analizada en este estudio (prueba no paramétrica Kruskal-Wallis; $H(5) = 12.40$, $p = 0.030$). Las partículas encontradas fueron compuestas por fibras (91%) y fragmentos (9%). Los colores que dominaron fueron las de color azul (53%), seguido por las de color negro (23%) y las de color gris (8%). La distribución del tamaño de las partículas estuvo dominada en tres rangos de proporciones similares, de 250 a 500 μm , de 1000 a 5000 μm y de 500 a 1000 μm (27, 26 y 25%, respectivamente). A pesar de que no se estudió la ruta de la ingesta de los P-MPs en los lobos marinos, estudios previos sugieren el planteamiento de la transferencia trófica de las partículas a depredadores tope, así como también de la ingesta incidental de micropartículas mientras están alimentándose. La presencia documentada de P-MPs en este trabajo sugiere la necesidad de estudios más profundos de la correlación entre estos posibles contaminantes y las poblaciones del lobo marino de California dentro del Golfo de California.

Palabras clave: ecotoxicología; Golfo de California; microplásticos; pinnípedos

ABSTRACT

Microplastics (MPs, < 5 mm) are highly bioavailable to a great number of taxa in different trophic levels within the marine ecosystem. Despite the minimum information generated relating this subject to the Gulf of California, the analysis on the ingestion of these microparticles from top predators as the pinnipeds on Mexico is quite unexplored. For this reason, the determination of ingestion of particles of potentially MP origin (P-MPs) by the California sea lion (*Zalophus californianus*) will help the assessment of the exposition level to this kind of pollutant and mark them as an indicator species on the Gulf of California. To this, we collected scats from five rookeries of the Gulf of California and the coast at Cabo Haro, Guaymas, during the breeding season (July – August 2018) and the resting season (January 2020), respectively. Samples were passed through a set of sieves (1000, 500, and 212 μm). Organic matter was eliminated by a process of alkaline digestion (KOH 30%), easing P-MP visual detection. Subsequently, P-MPs obtained from scat samples were visualized using a stereoscopic microscope (Olympus SZX7, 70X) equipped with a camera (Olympus LC30). We report a mean concentration of 0.40 ± 0.61 P-MPs g^{-1} from the scats analyzed ($n = 48$). It was acknowledged that there was enough evidence to support concentration differences between P-MPs from sea lion scats analyzed in this study (non-parametric Kruskal-Wallis test; $H(5) = 12.40$, $p = 0.030$). Particles founded were mainly fibers (91%) and fragments (9%). Microparticles of blue color were more abundant (53%), followed up by black (23%) and gray color (8%). Particle size distribution predominates between three ranks in similar proportions, from 250 to 500 μm , 1000 to 5000 μm , and 500 to 1000 μm (27, 26, and 25%, respectively). Even though we didn't examine the ingestion pathway of P-MPs in sea lions, past studies suggest the approach of a trophic transfer of particles to top predators, as well as incidental ingestion while foraging. The presence of P-MPs documented here suggests the need for in-depth research studies in the correlation between these potential pollutants and the California sea lion populations in the Gulf of California.

Keywords: ecotoxicology; Gulf of California; microplastics; pinnipeds

1. INTRODUCCIÓN

Hoy en día, la contaminación ambiental es uno de los temas que más preocupan a la comunidad científica por todos los efectos adversos que se están produciendo en las últimas décadas, no sólo en los ecosistemas, sino también en la salud humana. Uno de los contaminantes antropogénicos más predominantes en los hábitats marinos a una escala global son los de origen plástico (Derraik, 2002; Besseling *et al.*, 2017), que derivan del desecho y abandono directo o indirecto en zonas oceánicas o costeras, o por medio del arrastre fluvial hacia desembocaduras de ríos, descargas urbanas o también transportadas por el viento, lo que ha creado una gran preocupación sobre el estado futuro de los océanos.

Por ser sorprendentemente resistentes, algunos de los plásticos pueden tardar siglos en degradarse y con el paso del tiempo pueden llegar a fragmentarse en partículas pequeñas, las cuales las menores a < 5 mm en tamaño han sido denominadas con el nombre de “microplásticos” (MPs) (Andrady, 2011; Cole *et al.*, 2014; GESAMP, 2020). Estas pueden originarse de una gran variedad de fuentes (p. ej. redes de pesca, empaques, contenedores y envases), incluyendo la fragmentación de macroplásticos por foto-degradación ultravioleta, movimiento mecánico del oleaje e interacción con la costa (rozamiento y fragmentación) y/o por degradación química. Entre sus principales fuentes se encuentran el vertimiento de aguas residuales en cuerpos de agua naturales, que pueden transportar partículas de plástico usadas en cosméticos y también microfibras liberadas durante el lavado de textiles (Barnes *et al.*, 2009; Andrady, 2011). Estas partículas de plástico han sido reportadas como portadores de diversos contaminantes orgánicos (pesticidas clorados, bifenil policlorados, hidrocarburos aromáticos, entre otros) e inorgánicos (metales traza), lo cual podrían incrementar el riesgo del daño que ya causan a los ecosistemas (Teuten *et al.*, 2009; Massos y Turner, 2017).

Los MPs han sido reportados por haber sido ingeridos por una gran cantidad de taxa en varios niveles tróficos, entre ellas se encuentran los invertebrados, peces, reptiles, aves y mamíferos (Cole *et al.*, 2013; Lusher *et al.*, 2015; Amélineau *et al.*, 2016). El consumo incidental de MPs por algunas especies de cetáceos ha sido un gran tema de estudio para los investigadores, y en ellos han analizado la relación de estos contaminantes con la ecofisiología de estas especies (Fossi *et al.*, 2018), pero los estudios que relacionen a los pinnípedos con los MPs son escasos.

En el 2018, Nelms *et al.* realizaron un análisis de heces de foca gris en estado de cautiverio y evidenciaron la transferencia trófica de MPs de peces presa (*Scomber scombrus*) a depredadores tope (*Halichoerus grypus atlantica*). Otro estudio demostró la presencia de MPs en heces del lobo fino del sur (*Arctocephalus australis*), siendo este el primer trabajo donde se comprobó la presencia de estas partículas contaminantes en pinnípedos en vida silvestre (Pérez-Venegas *et al.*, 2018). Sin embargo, es poca la información que existe sobre el papel de los MPs en los mamíferos marinos del Golfo de California. Por tal motivo, el objetivo de la presente investigación, se centra en cuantificar y clasificar las partículas potenciales de ser MPs (P-MPs) en las heces de lobo marino de California en seis loberas (cinco reproductivas y una no reproductiva) del Golfo de California, para profundizar en el conocimiento base sobre estos contaminantes y sus efectos en los ecosistemas marinos del Golfo.

2. ANTECEDENTES

2.1. El Legado de Cortés

Enviado por Hernán Cortés en 1539, el navegante español Francisco de Ulloa circunnavegó dentro de lo que hoy conocemos como Golfo de California y le dio el nombre de “*Mar Bermejo*”, debido al color rojizo de las aguas fangosas de la desembocadura del Río Colorado hacía el Golfo, y no, como anteriormente se había asumido, por la proliferación de marea roja en el centro de la región (Álvarez-Borrego, 1983). Ulloa llegó a pensar que el Golfo llevaba hasta el *estrecho de Anián*, una ruta que en ese entonces se pensaba que conectaba al Océano Pacífico con el Atlántico.

El Golfo de California es una masa de agua que separa la península de Baja California del resto de México, con una longitud de 1130 km y una anchura de 80-209 km. En la región norte del golfo, donde la profundidad promedio del mar es de 200 m, podemos encontrar grandes cantidades de sedimento suspendido debido a fuertes corrientes que resultan de un excesivo oleaje de mareas, dado que las mareas más altas pueden llegar hasta los 7 m en la región del puerto de San Felipe, Baja California (Gutiérrez y González, 1999). Casi llegando al centro de la región se encuentran dos grandes islas: Ángel de la Guarda y Tiburón, así como el cinturón insular que incluye a la Isla San Esteban y las islas Salsipuedes, San Lorenzo y Partida; dentro del golfo podemos encontrar un gran número de islas e islotes rocosos (alrededor de 922), de los cuales son sitios donde existen hasta 90 especies endémicas de plantas y animales (un poco más del 10% del número total de especies encontradas en esta región). La profundidad incrementa hacia la zona central y la boca del golfo, con cuencas llegando a profundidades de más de 3000 m. La costa de la península es mayormente rocosa, con tramos arenosos esparcidos y una plataforma continental muy estrecha, la cual mayormente carece de desembocaduras de ríos debido a las condiciones climáticas semidesérticas. En cambio, la costa continental de Sonora y Sinaloa es caracterizada por largas playas arenosas y grandes lagunas costeras o esteros, de donde también se abastecen de agua dulce por medio de grandes ríos como el Santiago, el Fuerte, el Mayo y el Yaqui, y arroyos que desembocan en las aguas del Golfo (Lluch-Cota *et al.*, 2007), con la presencia de algunas costas rocosas como la Sierra El Aguaje a la altura de Guaymas, la porción de costa de Puerto Libertad y

la zona del Pinacate en el Alto Golfo de California.

Hoy en día, el Golfo de California es la zona de pesca más importante de México, y tiene un factor cultural muy importante, una gran relevancia social y un espectro muy amplio de problemas económico-sociales por resolver. Dentro del golfo se llevan a cabo diferentes tipos de pesquerías, desde industriales hasta artesanales, cada una con una cantidad particular de pesca, diferentes condiciones y número de pescadores, y también con impactos sociales y económicos de importancia (Lluch-Cota *et al.*, 2007). Las pesquerías dentro del golfo se concentran principalmente en la pesca de camarón, de peces pelágicos grandes y pequeños, calamar, entre otros, y mucha de la pesca es relevante para su exportación.

Indiscutiblemente, el Golfo de California posee una gran riqueza en cuanto a biodiversidad, pero a pesar de esto, muchos de las especies presentes están expuestas a varios contaminantes de origen antropogénico (García-Hernández, 2019). Los estudios que relacionen la contaminación de desechos de origen plástico son escasos. Debido a la presencia de los contaminantes antropogénicos, se deben tomar medidas prioritarias para la conservación de la naturaleza en la región.

2.2. Un Mar de Plástico

La basura marina se define como “cualquier material sólido duradero, manufacturado o procesado que ha sido desechado o abandonado en el ambiente marino o costero” (Galgani *et al.*, 2010). Esto puede incluir artículos que fueron hechos o utilizados por personas que deliberadamente o involuntariamente fueron arrojados al océano o en las playas, y esos materiales que fueron transportados desde tierra al ambiente marino por ríos, descargas urbanas, o incluso por acción del viento. Dichos materiales pueden estar compuestos de metal, vidrio, papel, tela o plástico. De todos éstos, el plástico es considerado el más persistente y problemático para los ecosistemas marinos (GESAMP, 2020).

Ha habido varios reportes acerca de la contaminación por plásticos en los océanos desde aproximadamente hace cincuenta años (Buchanan, 1971; Carpenter y Smith, 1972), en ese entonces no se remarcaba la importancia de los efectos ecológicos que representaban estos desechos en el

medio. Los desechos plásticos ahora pueden ser encontrados en varios compartimentos del ambiente marino, flotando en la superficie marina, en los sedimentos, acumulándose en las fosas marinas, aislándose en el hielo de los océanos polares y en la biota (Obbard *et al.*, 2014; Woodall *et al.*, 2014; Ramírez-Álvarez *et al.*, 2019, Alava, 2020). En 2019, la producción mundial de plástico fue de 368 millones de toneladas y se espera que para 2025 la producción supere los 600 millones de toneladas (Plastics-Europe, 2020). Un trabajo por Jambeck *et al.* (2015) estimó que 99.5 millones de toneladas métricas (TM) de desechos plásticos fueron producidos en zonas costeras a una escala global durante el año 2010, y de estos, entre 4.8 y 12.7 millones de TM terminaron en el océano, lo que causa consternación del estado actual de la cantidad de desechos plásticos que entran en los océanos.

Este problema se ha incrementado a nivel global y, por ende, ha originado un resurgimiento de la investigación por la comunidad científica sobre el efecto de los plásticos (Eriksen *et al.*, 2014; Galgani *et al.*, 2015; Geyer *et al.*, 2017; Lavender-Law, 2017; Worm *et al.*, 2017). Entre tanto, se estima que todos los años el plástico oceánico afecta a millones de organismos marinos; que ha ocasionado enmallamiento, asfixia e ingestión en aves marinas, mamíferos marinos y tortugas marinas (Kühn *et al.*, 2015). Además, en una gran variedad de organismos marinos han sido reportados el consumo de algún tipo de plástico, entre ellos se encuentran los microplásticos (MPs), que son aquellos que se encuentran dentro del intervalo de tamaño de 5 mm a 0.1 micrómetro (Arthur *et al.*, 2009; Wright *et al.*, 2013; GESAMP, 2020), lo que ha causado mucha preocupación sobre el estado futuro de los océanos.

2.2.1. Microplásticos en el Océano – Un Factor Emergente y de Gran Preocupación

Los MPs comprenden a un grupo de partículas heteróneas que pueden variar en tamaño, forma, color, composición química, densidad, entre otras características. Pueden ser subdivididos por sus usos y fuentes de origen, como (i) MPs primarios, que son producidos por un uso indirecto como precursores (*pellets* de resina) para la producción de productos de base polimérica, o por un uso directo, como lo son los cosméticos y artículos de higiene personal, y también están los (ii) MPs secundarios, que resultan de la degradación del material plástico en fragmentos más pequeños

(Galgani *et al.*, 2015). Estas partículas son fragmentadas por fenómenos mecánicos (oleaje, erosión en rocas y arena), físicos (radiación UV) y químicos (solventes).

Pero no fue hasta que en un estudio pionero realizado por Thompson *et al.* (2004) se reporta por primera vez la distribución e impacto ecológico de lo que ahora ya conocemos como MPs. Aunque no está claro cuándo se acuñó el término “microplástico” para referirse a las partículas de plástico que están presentes en los ecosistemas continentales, lacustres y marinos; los riesgos potenciales a los ecosistemas causados por estas partículas son áreas relativamente nuevas de investigación, y actualmente existe una falta de organización y metodología adecuada para su estudio.

Desde años previos hasta la fecha, se han realizado diferentes estudios para determinar la concentración y efectos de los MPs en los ecosistemas marinos (Andrady, 2011; Cole *et al.*, 2011; Burton, Jr., 2017; Duncan *et al.*, 2018, Huang *et al.*, 2021; Pelamatti *et al.*, 2021; Tang *et al.*, 2021; Vázquez y Rahman, 2021), reportándolos también como portadores de contaminantes orgánicos e inorgánicos que representan un riesgo ecotoxicológico (Teuten *et al.*, 2009; Massos y Turner, 2017; Wang *et al.*, 2020). La magnitud de la exposición a este tipo de desechos depende de factores como la concentración, las características fisicoquímicas de cada partícula plástica (densidad, forma, tamaño, etc.), y también de la naturaleza específica de los organismos que los consumen en el océano (Rochman *et al.*, 2019).

Los MPs son ingeridos por una gran cantidad de taxones de varios niveles tróficos. Por ejemplo, se han realizado varios estudios del consumo de partículas de plástico por aves marinas en todo el mundo (Blight y Burger, 1997; Provencher *et al.*, 2018; Carlin *et al.*, 2020), también se han reportado fragmentos en egagrópilas del albatros de Laysan (*Phoebastria immutabilis*) en la Isla Guadalupe, México desde 1992 (Gallo-Reynoso, Com. Pers. 2019; Figura 1; Hernández-Montoya, 2019). Además, se han hecho estudios de la presencia de estas micropartículas en muchas especies de invertebrados, peces y cetáceos (Cole *et al.*, 2014; Fossi *et al.*, 2018; Rochman *et al.*, 2019). Hoy en día, a pesar de haber ya cientos de trabajos enfocados en estudiar la distribución y efectos de los MPs en el mundo, se ha reportado muy poca información de su distribución y abundancia dentro el Golfo de California, México.



Figura 1. Fragmentos de plástico visualizados en muestras colectadas de egagrópilas de albatros de Laysan (*Phoebastria immutabilis*) de la Isla Guadalupe, México (Colectadas por Gallo-Reynoso en 1992).

2.3. Presencia de Microplásticos en México

Los estudios en relación con la contaminación por MPs se han incrementado considerablemente en los últimos años, con un enfoque particular en los ecosistemas marinos. Los Estados Unidos de América, Canadá y países de la Unión Europea han tenido un enfoque claro en la cuestión de los problemas ecológicos por la contaminación de MPs, es por ello que han desarrollado normas cuyo objetivo pretende disminuir y/o controlar este problema y hacer un mejor uso de los productos de origen plástico (Ramírez-Álvarez *et al.*, 2020). México es un país que está implementando el seguir los mismos pasos en esta cuestión.

Recientemente se han reportado varios estudios que han demostrado la presencia y abundancia de MPs en las playas del país, que han sido correlacionado con las actividades turísticas, aunque también se ha demostrado que la falta de un plan proactivo de contaminación por descargas urbanas puede ser la fuente de este tipo de contaminante (Piñón-Colin *et al.*, 2018; Álvarez-Zeferino *et al.*, 2020; Ramírez-Álvarez *et al.*, 2020). Anteriormente se han realizado trabajos evaluando la presencia de MPs en los sedimentos de playas del Caribe Mexicano (Gómez-Hernández, 2016;

Castro-Zarate, 2019; Téllez-Alcántar, 2019). En un trabajo por Retama *et al.* (2016) reportan la presencia de MPs en sedimentos de 35 sitios dentro de playas y pequeñas bahías de Huatulco, Oaxaca. En general, este estudio menciona que los MPs se derivan principalmente de actividades basadas en el turismo, de los vertidos de los hoteles y restaurantes ubicados a lo largo de las playas. Existen otros dos estudios que incluyen análisis de presencia de MPs en los sedimentos de playas ubicadas en las costas del Golfo de California. Uno de ellos es el de Piñón-Colin *et al.* (2018), donde realizaron un evaluación sobre la abundancia de MPs en la península de Baja California, la dentro de sus resultados encontraron MPs en muestras de sedimentos de nueve playas del Golfo de California, en este trabajo se concluye que posiblemente la actividad turística es la principal fuente de contaminación por MPs, ya sea por la fragmentación de los plásticos desechados en las playas, mientras que las fibras y los *films* (partículas planas, delgadas y maleables) pudieron haber provenido de trajes de baño de los usuarios de estos sitios de esparcimiento. Otro trabajo fue el realizado por Álvarez-Zeferino *et al.* (2020), en este estudio se reportó la presencia de MPs en 35 playas de México (con un rango de concentración media de 31.7 – 545.8 MPs/m²), en donde 13 de las playas analizadas que se localizan en las costas del Golfo de California, presentaron las mayores concentraciones de MPs.

Sin embargo, a pesar de estos reportes, la información referente al impacto de la contaminación por basura en el Golfo de California, específicamente por MPs, sigue siendo muy escasa. Esto incluye los estudios que se hayan hecho entre la interacción de este contaminante y la megafauna que habita en el golfo. Fossi *et al.* (2017) evaluaron la biodisponibilidad de MPs en muestras de agua superficial ($n = 4$) de una zona de alimentación para el tiburón ballena (*Rhincodon typus*), el cual es una especie de tiburón filtradora, en el Golfo de California (Bahía de La Paz, Baja California Sur; LAP), y encontraron un rango de concentración de 0.00 MPs/m³ a 0.14 MPs/m³. En cambio, en un trabajo más reciente por Cardelli *et al.* (2021), en muestras de agua superficial ($n = 12$) de la misma zona anteriormente mencionada (LAP) y de otra zona de alimentación de la misma especie dentro del golfo (Bahía de Los Ángeles, Baja California; BLA), los autores reportan concentraciones menores de MPs de 0.63 MPs/m³ en LAP y de 0.47 MPs/m³ en BLA. Esta información es evidencia de que estos contaminantes están presentes en áreas de alimentación de estas especies en peligro de extinción y que existe la posibilidad que los tiburones ballenas u otras especies filtradoras están ingiriendo MPs por filtración de aguas superficiales. Por ejemplo, en un trabajo por Fossi *et al.* (2016) reportaron la biodisponibilidad de MPs en muestras de agua

superficial para las ballenas de aleta (*Balaenoptera physalus*) en el área de LAP con un rango de 0.00 – 0.14 MPs/m³ en contraste con el Mar Mediterráneo que encontraron un rango de 0.00 – 9.67 MPs/m³, esto sugiere que, a pesar de tener menor ocurrencia que en el Mediterráneo, es evidente el posible impacto de este tipo de contaminante en el Golfo de California. Otro trabajo por Olavarrieta-García (2017) determinó la presencia de MPs ($n = 67$) en aguas superficiales de cinco sitios a los alrededores de la misma zona que el trabajo mencionado anteriormente (LAP), donde hay una población genéticamente aislada *B. physalus*, y se concluyó que el polímero que predominó en las partículas encontradas fue el polietileno, seguido por el poliéster y el polipropileno. Estos dos últimos son hasta nuestro conocimiento, los únicos trabajos que reportan la interacción de un mamífero marino con las partículas de plástico en los mares de México, por lo que el indagar en la interacción de depredadores tope del Golfo de California, como el lobo marino de California, nos llevaría a conocer el incipiente estado general de la presencia, abundancia y distribución de MPs en el Golfo de California y sus posibles efectos en sus ecosistemas.

2.4. El Lobo Marino de California

El océano, basto como es, ofrece una gran variedad de fuentes alimenticias, entre ellas zooplancton, moluscos, cefalópodos, crustáceos, peces, e incluso aves y mamíferos. Los pinnípedos, perteneciendo al orden Carnivora, siendo depredadores con un tipo de vida semi-acuática (Lehnert *et al.*, 2018), toman ventaja de cada tipo de fuente alimenticia, consumiendo una gran variedad de organismos encontrados en o debajo de la superficie marina, su alimentación varía en cada especie dependiendo de la estación del año y/o su ubicación geográfica (Riedman, 1990).

A pesar de que se hayan hecho registros ocasionales de otras especies (Gallo-Reynoso *et al.*, 2010; Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2020), el lobo marino de California (*Zalophus californianus*; Figura 2) es el único pinnípedo residente del Golfo de California (Gallo-Reynoso *et al.*, 2010). Son bastante activos, tanto en su comportamiento como en sus vocalizaciones. En la mayoría de las áreas, son de hábitos gregarios y se reproducen en costas y playas rocosas, ocasionalmente en playas arenosas. Se mueven tierra adentro o arriba de acantilados rocosos en las noches, cuando hay tormentas, o cuando hay clima frío, generalmente se mantienen cerca del agua durante los días

más cálidos. Posterior a la época de reproducción, grandes grupos, particularmente de machos adultos, realizan viajes de alimentación en donde se les puede encontrar desde las Islas Marías, México hasta las costas de la Columbia Británica, Canadá (Aurioles-Gamboa y Závala-González, 1994), ocasionalmente hasta el Archipiélago de las Revillagigedo (Hoyos-Padilla y Gallo-Reynoso, 2015) y raras veces hasta las playas de Colima, Guerrero y Chiapas (Gallo-Reynoso y Solórzano-Velasco, 1991; Ortega-Ortiz *et al.*, 2013).

Su importancia es clave, ya que tienen gran influencia en la dinámica y estructura de los ecosistemas marinos de varias maneras, por ejemplo, en escala estacional o anual, su depredación puede controlar el crecimiento poblacional de sus presas, al igual que la abundancia de otros depredadores (Trites, 1997). Presenta un hábito alimenticio que mayormente consiste en peces y cefalópodos, entre ellos las anchovetas, sardinas, lisas, cabrillas, sierras, bonitos, jureles, corvinas, calamares y pulpos. Aunque puede variar dependiendo de la disponibilidad de los cardúmenes en la columna de agua, en la zona pelágica o costera (Gallo-Reynoso, 1989; Riedman, 1990; Barba-Acuña, 2015). Estos otáridos también hacen viajes solitarios o se trasladan en pequeños grupos para su alimentación, pero si encuentran un banco grande de peces o cefalópodos, tienden a formar grupos cooperativos para poder alimentarse (Riedman, 1990). También se ha observado que pueden llegar a trabajar en colaboración con otras especies para conseguir alimento, como con el delfín común (Gallo-Reynoso, 1989). Por ejemplo, en Baja California se han logrado ver parvadas (de diferentes especies de aves marinas) sobre varios cardúmenes, atrayendo a los lobos marinos de California, ballenas de aleta (*B. physalus*), rorcuales de Bryde (*Balaenoptera brydei*) y delfines (*Delphinus delphis*) para también unirse a la depredación (Riedman, 1990; Gallo-Reynoso, 1991). Por su posición de depredador tope en la cadena alimenticia, los pinnípedos pueden llegar a acumular altos niveles de contaminantes ambientales (Das *et al.*, 2003; Weijs *et al.*, 2009), entre ellos se encuentran los desechos plásticos.

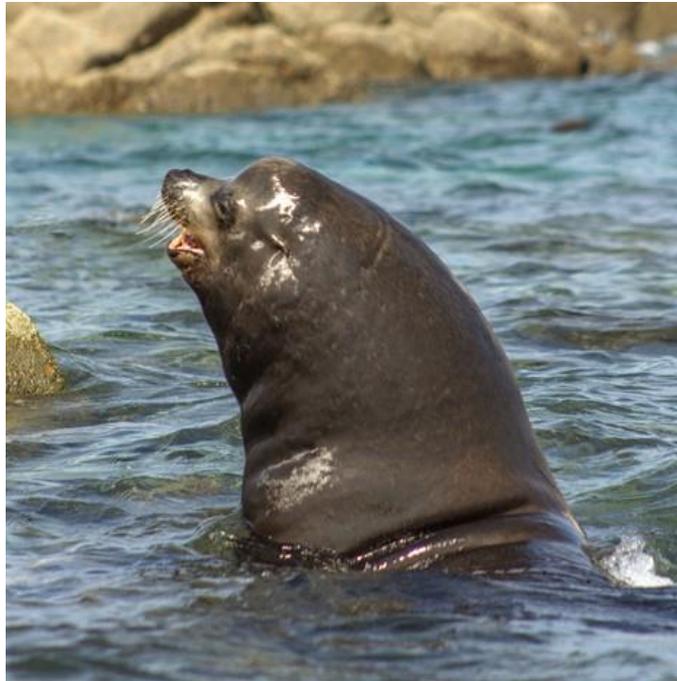


Figura 2. Macho adulto de lobo marino de California en la Isla San Jorge, Golfo de California, México. Fotografía tomada por Ortega-Borchardt el 10 de agosto, 2018.

2.5. Ingestión de Microplásticos por los Mamíferos Marinos

Los MPs están altamente biodisponibles para los organismos marinos y pueden ser ingeridos directa o indirectamente por varios procesos de alimentación o de filtración que llevan a cabo. Cuando la ingestión es directa, es debido a que hay un consumo accidental de partículas por estrategias aleatorias de alimentación (p. ej. filtradores; Cole *et al.*, 2013; Besseling *et al.*, 2015); o por selección activa debido a que pueden confundir los MPs con su alimento (de Sá *et al.*, 2015; Hall *et al.*, 2015; Neves *et al.*, 2015) basada en señales sensoriales, como lo son los patrones visuales y olfativos (Hoarau *et al.*, 2014; Savoca *et al.*, 2016). Cuando un individuo llega a ingerir estas partículas, pueden llegar a provocar una reducción en la capacidad de alimentación, tener efectos nocivos a las reservas de energía y en su desempeño reproductivo, aparte el poder causar alteraciones perjudiciales a la función intestinal en un nivel primario de la cadena trófica (Cole *et al.*, 2015; Wright *et al.*, 2013). Estas partículas podrían también ser ingeridas indirectamente, lo cual nos da como resultado una transferencia trófica, por medio del cual presas ya contaminadas son consumidas por sus depredadores (Farrell y Nelson, 2013).

La ingestión de plásticos por diversos mamíferos marinos ya ha sido reportada desde años atrás (Laist, 1997), pero ha sido hasta hace poco que la relevancia de su estudio se ha incrementado. En un trabajo por Lusher *et al.* (2015) analizaron varios varamientos de zífidos de True (*Mesoplodon mirus*) en las costas del norte y oeste de Irlanda, donde encontraron macro y MPs en el tracto digestivo de los organismos, siendo el primer estudio que evidenció la presencia de MPs en cetáceos. Esto también nos sugiere la posibilidad de ingesta en otros mamíferos marinos.

Hay varios estudios que ya han reportado la presencia o ausencia de pedacería de plástico en el tracto gastrointestinal de los pinnípedos (Salman *et al.*, 2001; Bravo-Rebolledo *et al.*, 2013; Denuncio *et al.*, 2017; Bourdages *et al.*, 2020), pero son pocos los estudios que analizan la presencia de plásticos en las heces. Eriksson y Burton (2003) reportaron el primer trabajo donde se analizó la presencia de partículas de plástico en heces del lobo fino antártico (*Arctocephalus gazella*) y subantártico (*A. tropicalis*), donde reportaron que el 100% de las partículas encontradas ($n = 164$) eran de origen plástico. En el 2018, Nelms *et al.* reporta por primera vez la transferencia trófica de MPs de peces presa como la macarela (*S. scombrus*) a la foca gris (*H. grypus atlantica*) en estado cautiverio. Ellos analizaron 31 muestras de heces de la foca gris, de las cuales 15 (48%) contenían un total de 26 partículas de MP, y de éstas, los polímeros identificados con mayor abundancia fueron el etileno-propileno y polipropileno. No obstante, el primer análisis que identificó MPs en un pinnípedo de vida silvestre fue realizado por Pérez-Venegas *et al.* (2018), donde encontraron microfibras menores a 0.1 mm en heces de lobo fino del sur (*A. australis*).

Aun así, los estudios que relacionen a los pinnípedos con el plástico son escasos, por lo cual evaluar el posible consumo de partículas potenciales de ser MPs (P-MPs) por el lobo marino de California podría ayudar a comprender si este depredador tope está expuesto a MPs y así poder tomarlos como bioindicadores de la exposición del Golfo de California. Durante este trabajo se realizó un análisis y clasificación de las partículas de P-MPs ingeridas por el lobo marino de California para dar el primer paso sobre el entendimiento de una posible relación del MP con la ecofisiología de los individuos de esta especie.

3. HIPÓTESIS

Los lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) que ocupan las loberas de sitios más cercanos a la costa del Golfo de California (de clasificación continental e intermedia) presentan una mayor concentración de P-MPs ingeridos incidentalmente que aquellas loberas de sitios más lejanos a la costa (de clasificación oceánica).

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo General

Analizar la posible ingesta de P-MPs en las heces de los lobos marinos de California que habitan en seis loberas del Golfo de California.

4.2. Objetivos Específicos

1. Evaluar la presencia de los P-MPs en heces del lobo marino de California en seis loberas del Golfo de California.
2. Comparar la incidencia de los P-MPs en las heces de los lobos marinos de California en las loberas de sitios cercanos y lejanos a la costa.
3. Determinar si existen diferencias significativas entre la concentración de P-MPs de las heces de los lobos marinos de California que ocupan las loberas más cercanas a la costa de que aquellas más lejanas a la costa.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Colecta de Heces del Lobo Marino de California

Generalmente, los estudios de fisiología, salud y morfometría en los otáridos requieren manipulación o instrumentalización del animal para la adquisición de datos sobre él o en el medio donde vive (Égido-Villarreal *et al.*, 2007), pero también se pueden hacer estudios no-invasivos haciendo colecta de las heces, esto es más seguro tanto para el investigador como para el otárido. En este estudio, se realizó la colecta de un total de 48 heces durante el período julio – agosto del 2018 en las loberas de cinco islas del Golfo de California, pertenecientes a los estados de Sonora y Sinaloa (México): Isla San Jorge (ISJ; 31°00'51"N, 113°14'40"O), Isla San Esteban (ISE; 28°42'04"N, 112°34'39"O), Isla San Pedro Mártir (ISPM; 28°22'49"N, 112°18'25"O), Isla San Pedro Nolasco (ISPN; 27°57'46"N, 111°22'37"O) e Isla Farallón de San Ignacio (IFSI; 25°26'13"N, 109°22'40"O), y también durante el mes de enero del 2020 en la lobera ubicada en la costa de Cabo Haro, Guaymas, Sonora (CH; 27°50'22"N, 110°52'01"O) (Figura 3a).

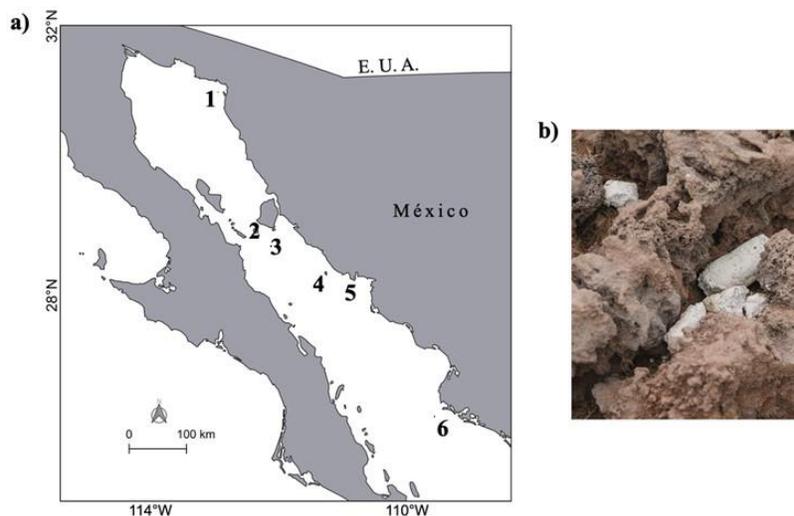


Figura 3. a) Sitios donde se realizaron colectas de heces dentro del Golfo de California: 1) Isla San Jorge, 2) Isla San Esteban, 3) Isla San Pedro Mártir, 4) Isla San Pedro Nolasco, 5) Costa de Cabo Haro y 6) Isla Farallón de San Ignacio. b) Heces en estado seco de lobo marino de California en la Isla San Pedro Mártir.

Las heces fueron colectadas en estado seco (intemperizadas), ya que esto facilita su manipulación y transporte (Figura 3b). Asimismo, se ha reportado que no ha habido diferencias significativas en el contenido de las partículas de MPs entre heces frescas o secas en pinnípedos, por lo cual el manejo de heces secas sigue siendo fiable para cuantificar partículas de MPs (Pérez-Venegas *et al.*, 2018). Posteriormente, las muestras fueron guardadas en bolsas de papel y depositadas en una hielera para su posterior transporte al laboratorio, donde fueron conservadas en un refrigerador a una temperatura de 7° C. Para este estudio, no se tomó en cuenta la etapa de madurez o género de los individuos, si no que todas las heces provengan de la misma especie.

Usando un criterio de distancia entre el sitio (lobera) y la costa, los sitios de estudio se dividieron en tres clasificaciones: continental (0 – 14 km), intermedio (15 – 29 km) y oceánico (≥ 30 km). La clasificación asignada de los sitios se puede observar en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Clasificación asignada a los sitios de estudio según su distancia aproximada alejada del continente.

#	Sitios del Golfo de California	Clasificación	Distancia aproximada del continente (km)
1	I. San Jorge	Continental	10.0
2	I. San Esteban	Oceánica	59.3
3	I. San Pedro Mártir	Oceánica	61.0
4	I. San Pedro Nolasco	Intermedia	15.0
5	Cabo Haro	Continental (Costa)	0
6	I. Farallón de San Ignacio	Intermedia	26.3

5.2. Preparación de Heces

5.2.1. Tamizado

Las heces se pusieron a remojar en matraces Erlenmeyer a temperatura ambiente durante un período de 1 – 2 días antes de pasarlas por un conjunto de tamices (tamaños de malla: 1000 μm , 500 μm y 212 μm). Usar un conjunto de tamices facilitó la extracción de restos de comida, parásitos y rocas de las muestras. El tamizado fue facilitado usando una espátula de metal y las paredes del tamiz fueron lavadas con agua destilada filtrada.

5.2.2. Digestión Alcalina

Los P-MPs presentes en las heces podrían estar cubiertos con material biológico (Nelms *et al.*, 2018), dificultando su identificación visual. Para esta investigación, se siguió la metodología propuesta por Foekema *et al.* (2013) y de Lusher y Hernández-Milian (2018), con algunas modificaciones para eliminar la materia orgánica adherida a los plásticos.

Posterior al lavado y colecta del material en los tamices, ≈ 50 mL de las muestras individuales se transfirieron a matraces Erlenmeyer (de ser necesario, se aforó con agua destilada para alcanzar la medida deseada). Se añadieron ≈ 150 mL de hidróxido de potasio (KOH) al 30% a la muestra, para así lograr una proporción 3:1 (KOH:solución), y también se añadieron 10 mL de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 25%, para así proceder a digerir el material orgánico.

Todas las muestras en sus respectivos matraces se colocaron en tinas de baño maría (Precision Scientific/Thelco, Modelo 83) en una temperatura de 45 ± 5 °C por un lapso de 3 a 5 días (Figura 4). Posteriormente, las muestras se filtraron utilizando un portafiltros analítico con soporte de vidrio (Whatman) y un filtro de microfibra de vidrio tipo GF/D (Whatman) de 4.7 cm de diámetro (\emptyset) usando una bomba de vacío (Fisher Scientific, Maxima C Plus) y suficiente agua destilada-filtrada (Figura 5), para de esta manera poder remover los residuos de KOH.

Los filtros obtenidos de cada muestra fueron doblados por la mitad y fueron cubiertos con papel aluminio para su almacenaje y posterior transporte. Antes del análisis para la cuantificación e identificación de los P-MPs, se observó humedad en los filtros, y como consecuencia de ello, la capa superior de los filtros se adhirió, imposibilitando la visualización de la muestra y de las partículas. Por esto mismo, los filtros se extrajeron y se volvieron a filtrar para poder obtener las partículas de la muestra digerida. Los filtros que se obtuvieron fueron colocados en un horno en una temperatura de alrededor de $40 \pm 5 \text{ }^\circ\text{C}$ en navecillas cubiertas de aluminio para ser analizados posteriormente.



Figura 4. Muestras de heces en proceso de digestión en tinas baño maría en temperatura constante ($45 \pm 5 \text{ }^\circ\text{C}$).



Figura 5. Muestra digerida en proceso de filtración utilizando una bomba de vacío.

5.3. Identificación Visual de las Partículas

Las características físicas de los MPs son diversas, pueden derivar de diferentes tipos de productos e incorporan un gran rango de morfologías, tamaños y colores (Figura 6 y Cuadro 2). Esta diversidad es importante de conocer ya que pueden facilitar el entendimiento de sus posibles orígenes y las razones de su ingestión (Nelms *et al.*, 2018; Rochman *et al.*, 2019). El material retenido en el papel filtro fue inspeccionado visualmente bajo un microscopio estereoscópico (Figura 7; Olympus SZX7, 70X), equipado con una cámara (Olympus LC30) en el Laboratorio de Contaminantes Orgánicos Persistentes en el Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad Autónoma de Baja California (IIO-UABC), Campus Ensenada. Las partículas fueron clasificadas de acuerdo a su morfometría, color y tamaño (en este estudio clasificamos las partículas encontradas en los siguientes rangos de tamaño: $< 100 \mu\text{m}$, $100 - 250 \mu\text{m}$, $250 - 500 \mu\text{m}$, $500 - 1000 \mu\text{m}$, $1000 - 5000 \mu\text{m}$). La separación e identificación de las partículas se realizaron con base en las características físicas establecidas en la “Guía de identificación de microplásticos” (Marine & Environmental Research Institute, 2015) que cumplieran con las condiciones para ser consideradas como P-MPs.

Tipos de productos

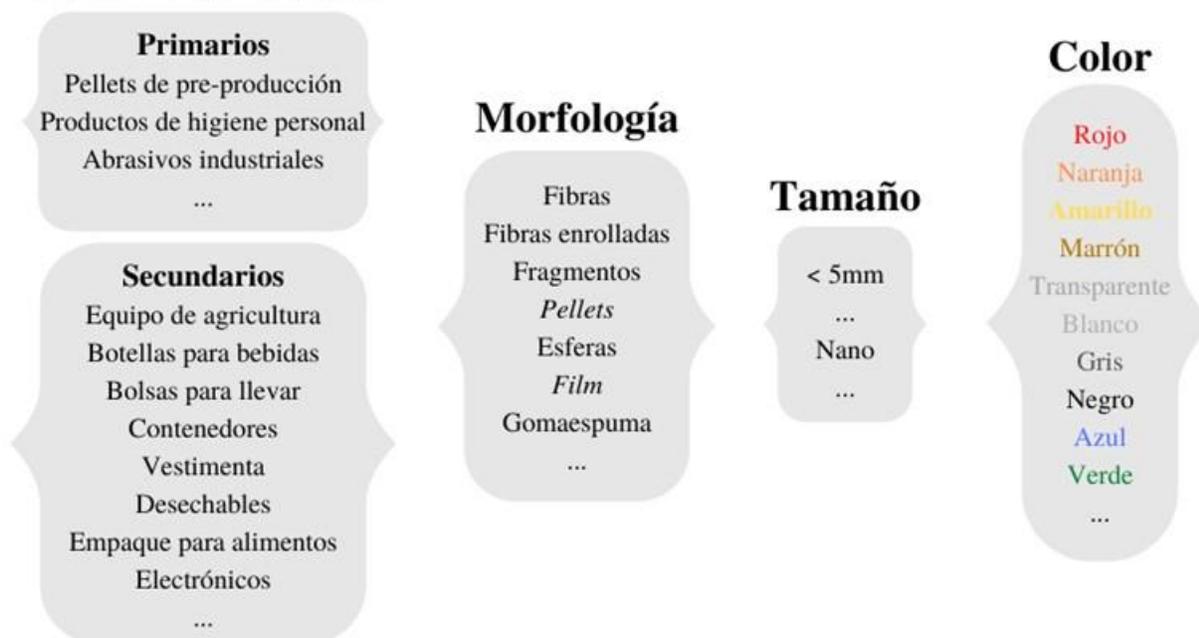
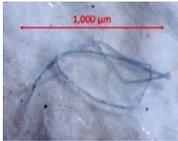


Figura 6. Esquema general sobre los tipos de productos (primarios y secundarios) de donde originan los MPs y sobre la clasificación visual (morfología, tamaño y color) de estas mismas. Modificada de Rochman *et al.*, 2019.

Cuadro 2. Descripción de características de las morfologías presentes de MPs. Modificada de Rochman *et al.*, 2019 y fotografías tomadas de Shim *et al.*, 2018; Rochman *et al.*, 2019.

Morfología	Fotografía	Características
Fibras		Son flexibles, con el mismo grosor en su longitud y tienen finales que tienen cortes limpios, puntiagudos o deshilachados. Típicamente, son resistentes a romperse y su durabilidad depende del estado que presentan de degradación. Las fibras tienen un gran rango de tamaños y colores.
Fibras enrolladas		Son 5 o más fibras individuales que están enrolladas formando una aglomeración que no se puede desenredar. De preferencia no se clasifican, ya que es muy complicado cuantificar fibras individuales. Deben de ser consistentes en su apariencia (p. ej. color, grosor, textura).
Fragmentos		Presentan una estructura rígida y una forma irregular. No siempre se presentan con un grosor continuo y pueden estar torcidos o enrollados. Pueden tener cualquier tamaño o color/combinación de colores.

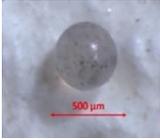
Esferas		Son redondos en forma y presentan superficies suaves. El rango de tamaño es entre 100 μm y 2 mm.
<i>Pellets</i>		Son similares a las esferas, pero tienden a ser más grandes, generalmente en un rango entre 3 y 5 mm. A menudo, se puede visualizar a los <i>pellets</i> de forma redondeada y esférica. Tanto las esferas como los <i>pellets</i> pueden tener cualquier color.
<i>Film</i>		Son planos, delgados y maleables, y se pueden doblar sin que se rompan con facilidad. Típicamente son parcial o completamente transparentes, aunque si se les ha visualizado en un rango de colores.
Gomaespuma		Son suaves, comprimibles y de aspecto parecido a la espuma. Usualmente son de color blanco y/u opaco, pero pueden ser de cualquier color.



Figura 7. Microscopio estereoscópico Olympus SZX7 (70X) dentro de una cabina de cristal, utilizado para visualización y cuantificación de P-MPs.

Además, se realizaron pruebas propuestas por De Witte *et al.* (2014) y modificada de Lozano-Hernández (2020), las cuales consisten en el uso de una aguja que es calentada utilizando un encendedor y esta se acerca lo más posible a las partículas, y si esto provoca que se enricen o se derritan, se pueden considerar como P-MPs.

Los criterios utilizados para su clasificación fueron basados en Hidalgo-Ruz *et al.* (2012), De Witte *et al.* (2014) y Ramírez-Álvarez *et al.* (2020). Se hizo una captura fotográfica de cada partícula considerada como P-MP para documentación y posterior medición de tamaño, utilizando el software cellSens (Olympus). También, se realizó una cuantificación de las partículas en los filtros que se utilizaron como blancos para control de la contaminación.

5.4. Prevención de Contaminación y Pérdida de Partículas

La contaminación de las muestras por los MPs presentes en equipos o dentro de riesgos atmosféricos podría llegar a producir resultados erróneos y por ello debe ser minimizado lo más posible.

Adicionalmente, dado el tamaño tan pequeño de los MPs presentes en la muestra, éstos podrían perderse durante el proceso de extracción (Nelms *et al.*, 2018, Ríos-Mendoza y Balcer, 2019; Ramírez-Álvarez *et al.*, 2020). Se siguió una adaptación de Nelms *et al.* (2018), Lozano-Hernández (2020) y Ortega-Borchardt *et al.* (pend. publ.), para limitar riesgos y controlar contaminaciones que podrían presentarse. A continuación, se describe los pasos seguidos en cada uno de los procesos realizados.

5.4.1. Colección de Muestras

Las muestras de las heces fueron colectadas de los tamices usando guantes de nitrilo (se hizo registro de todo material plástico utilizado para tomarse en cuenta durante los análisis posteriores a este estudio) y se colocaron en sobres de papel, evitando el uso de bolsas herméticas de plástico.

Se guardaron en una hielera previamente enjuagada para mantenerlas aisladas de contaminación externa y así poder transportarlas adecuadamente al laboratorio.

5.4.2. Prevención de Contaminación en el Laboratorio

Todas las superficies se limpiaron con etanol al 70% antes de iniciar, y todos los equipos se enjuagaron con agua destilada filtrada. Durante el proceso de preparación de muestras, se usaron batas de laboratorio 100% de algodón, cubrebocas de algodón y guantes de nitrilo (los guantes sólo se utilizaron durante la etapa de tamizado). Además, toda la cristalería, navecillas y equipo de disección, antes de ser utilizados se enjuagaron con metanol, acetona y por último agua destilada filtrada. Los filtros de microfibras de vidrio tipo GF/D (Whatman) fueron cubiertos en aluminio y quemados en una mufla a 400 °C por 4 horas. Todas las soluciones utilizadas durante la metodología fueron filtradas haciendo uso de filtros de microfibras de vidrio tipo GF/D y GF/F (Whatman) y almacenadas en contenedores de vidrio.

5.4.2.1. Tamizado. El trabajo se llevó a cabo dentro de una campana de flujo laminar (Figura 8) del Laboratorio de Ecofisiología del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD), A. C., unidad Guaymas. Es importante señalar que no se encendió la campana, ya que sólo se hizo uso de ella como un medio de aislamiento atmosférico. Se recubrieron los interiores de la campana con papel aluminio para aislar flujos dentro de ella. Antes y después de procesar cada muestra, se enjuagaron los tamices con agua destilada filtrada. Cuando no fueron usados, los tamices se cubrieron con aluminio para prevenir contaminación. También se utilizó un blanco (filtro GF/D, Whatman) en una placa de Petri dentro de la campana para poder evaluar cualquier contaminación en esta etapa del proceso y se abrió en cada momento que las muestras estuvieron expuestas al ambiente.



Figura 8. Campana que se utilizó como medio de aislamiento para el tamizado de muestras.

5.4.2.2. Digestión alcalina. Todo el equipo fue enjuagado con agua destilada previamente filtrada, incluyendo todos los recipientes de vidrio. Los matraces Erlenmeyer usados en la digestión de las heces, las cuales se mantuvieron tapados durante todo el proceso, solamente se retiró la tapa cuando la muestra fue homogenizada. Después de homogenizar, la espátula de metal y las pinzas fueron enjuagados para evitar la pérdida de partículas. Se filtraron las muestras usando una bomba de vacío (Fisher Scientific, Maxima C Plus) dentro de la campana de flujo laminar.

5.4.2.3. Identificación visual de partículas. El uso del microscopio se llevó a cabo dentro de una cabina especial de vidrio para evitar lo mayor posible la contaminación de las muestras, con partículas de plástico transportadas por aire (Figura 9). Asimismo, se utilizó también un blanco dentro de una placa de Petri y se colocó a un costado de las muestras en el área de trabajo para poder evaluar cualquier contaminación en esta etapa del proceso.



Figura 9. Cabina de cristal para evitar contaminación durante el proceso de visualización y cuantificación de partículas.

5.5. Análisis Estadístico de los Datos

Se realizó un análisis exploratorio de los datos usando el software estadístico JASP (v. 0.14). Los datos de la concentración de P-MPs presentaron una distribución no normal (Prueba de Normalidad Shapiro-Wilk; $p < 0.05$). Subsecuentemente, se condujo un análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis para analizar si hay diferencia significativa de concentraciones de partículas (P-MPs g^{-1}) entre las loberas clasificadas de este estudio. Una prueba *post hoc* de Tukey fue realizada para determinar cuáles sitios difirieron en concentración de partículas.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se encontraron P-MPs en todos los sitios analizados en este estudio (Cuadro 3; Anexo 1). De todas las muestras examinadas, reportamos una concentración promedio de 0.40 ± 0.61 P-MPs g^{-1} . Encontramos partículas en 44 (92%) de las 48 muestras colectadas y fueron principalmente conformadas por fibras ($n = 356$; 91%) y en menor proporción por fragmentos ($n = 35$; 9%). Dentro del análisis no se encontraron partículas con una morfología distinta (Figura 10). La predominancia de fibras en heces de los lobos marinos en este estudio coincide con lo reportado por varios autores (Pérez-Venegas *et al.*, 2018; Hernández-Milian *et al.*, 2019; Pérez-Venegas *et al.*, 2020).

Haciendo una estandarización de valores de las unidades de partículas por peso de las heces, así definiendo la concentración de las partículas [P-MPs g^{-1}] (Cuadros 3 y 4; Figura 11 y 12), hubo la suficiente información para evidenciar una diferencia significativa entre las loberas analizadas en este estudio ($H(5) = 12.40$, $p = 0.030$). El sitio que presentó mayor concentración de partículas fue la Isla San Pedro Mártir (clasificación oceánica), con una presencia promedio de 1.14 ± 1.26 P-MPs g^{-1} en las muestras analizadas. En contraste, el sitio que presentó un promedio de concentración menor de partículas fue la Isla San Pedro Nolasco (0.18 ± 0.12 P-MPs g^{-1}), considerada en este estudio de clasificación intermedia. Esto presenta un resultado contrario al de la hipótesis propuesta para este estudio, en la cual se asumía que los sitios clasificados como continentales o intermedios presentarían mayor concentración de partículas que los sitios oceánicos analizados, lo que posiblemente nos indica de haya una distribución de P-MPs que se encuentran distribuidas homogéneamente en el Golfo de California, que hayan sido arrastradas por corrientes marinas, por transporte eólico o bien, que los lobos marinos de California las hayan transportado hacia estos lugares desde la zona de alimentación.

Excluyendo las muestras que presentaron ausencia de partículas, las heces analizadas en este estudio muestran un rango de concentración de $0.05 - 3.99$ P-MPs g^{-1} . Seis heces del número total de muestras presentaron valores atípicos en la concentración de partículas (Anexo 1), por lo que se realizó un análisis exploratorio donde se eliminaron los valores atípicos, y se comprobó que no hay una diferencia sustancial en la conclusión donde se incluyen estos valores a donde no se incluyen. Además, se utilizaron estos valores en el análisis debido a que posiblemente sugiere que varios individuos de este estudio pudieran tener una mayor exposición a los P-MPs que el resto de la población de los sitios analizados, pero más información se necesita para dar razón al respecto.

Cuadro 3. Resultados y concentraciones de las muestras (P-MPs g⁻¹) de los sitios muestreados a lo largo del Golfo de California.

Sitio	n de muestras	Peso promedio de heces (g)	n de partículas	% de fibras	% de fragmentos	Partículas (P-MPs g ⁻¹)		
						Media	D.E.	Mediana
I. San Jorge	8	27.4	73	79.5	20.5	0.35	± 0.32	0.32
I. San Esteban	8	18.1	30	96.7	3.3	0.19	± 0.15	0.19
I. San Pedro Mártir	8	15.3	143	89.5	10.5	1.14	± 1.26	0.71
I. San Pedro Nolasco	8	20.6	29	100	-	0.18	± 0.12	0.14
Cabo Haro	8	22.7	38	97.4	2.6	0.21	± 0.07	0.21
I. Farallón de San Ignacio	8	28.7	78	96.2	3.8	0.35	± 0.21	0.31
Total	48	22.17	391	91	9	0.40	± 0.61	0.23

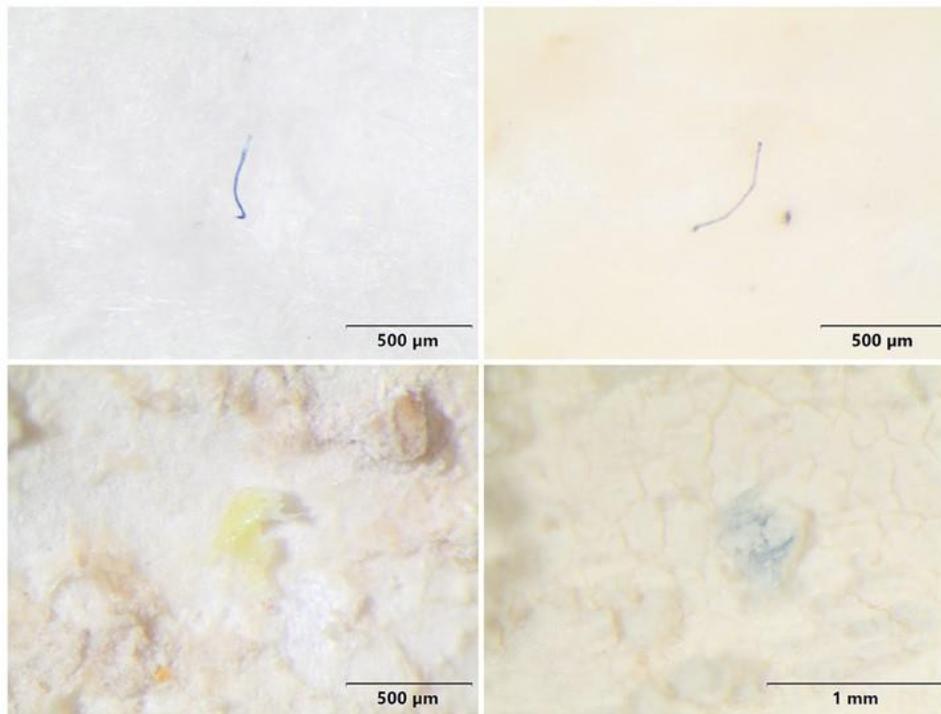


Figura 10. Ejemplos fotográficos de partículas visualizadas en las heces de lobo marino de California analizadas en este estudio. Las fibras y fragmentos fueron los únicos tipos de morfometría encontrados.

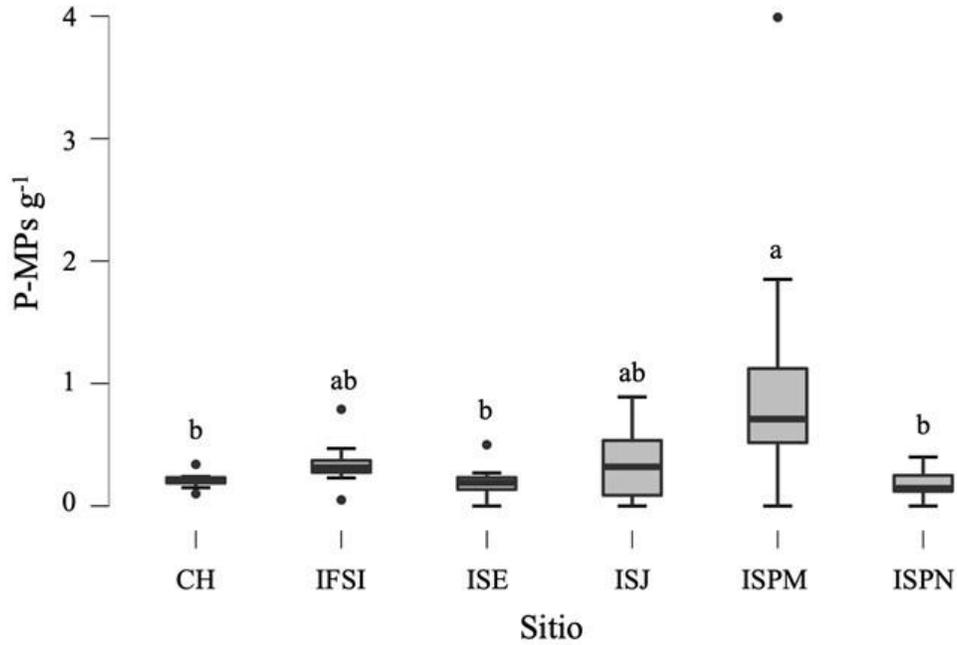


Figura 11. Esquema de concentraciones de los P-MPs (P-MPs g⁻¹) de cada uno de los sitios de estudio.

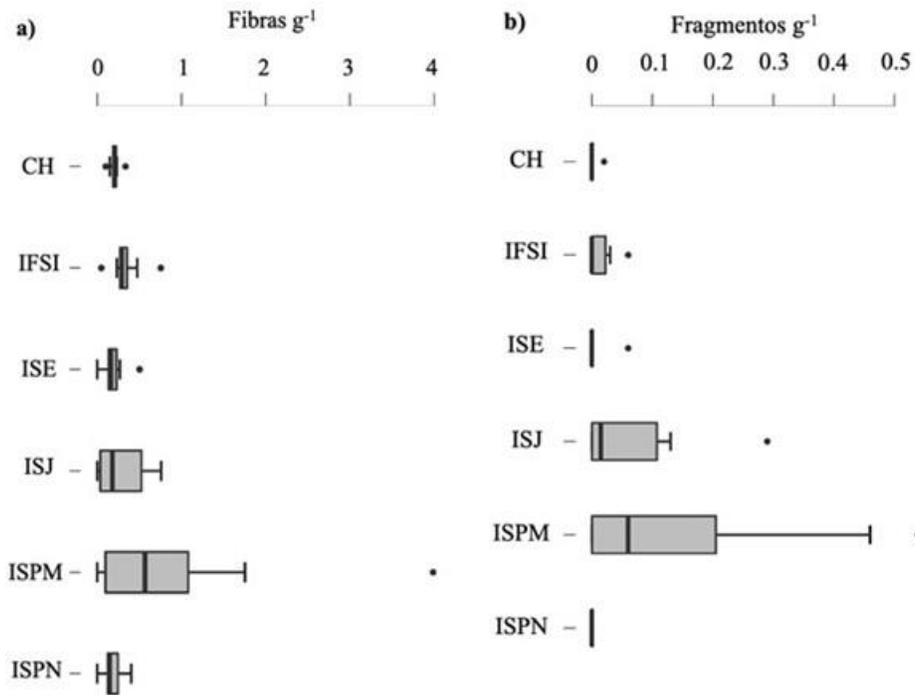


Figura 12. Esquemas de concentraciones de fibras y fragmentos de ser P-MPs de cada uno de los sitios de estudio; a) Concentración de fibras (fibras g⁻¹) y b) concentración de fragmentos (fragmentos g⁻¹).

Cuadro 4. Concentraciones promedio de fibras y fragmentos de ser P-MPs (P-MPs g⁻¹) de los sitios de estudio.

Sitio	Partículas (P-MPs g ⁻¹)					
	Fibras			Fragmentos		
	Media	D.E.	Mediana	Media	D.E.	Mediana
I. San Jorge	0.28	± 0.29	0.17	0.06	± 0.10	0.1
I. San Esteban	0.19	± 0.15	0.16	0.007	± 0.02	-
I. San Pedro Mártir	0.98	± 1.34	0.56	0.15	± 0.21	0.06
I. San Pedro Nolasco	0.18	± 0.12	0.14	-	-	-
Cabo Haro	0.20	± 0.06	0.21	0.003	± 0.007	-
I. Farallón de San Ignacio	0.33	± 0.20	0.29	0.01	± 0.02	-

Con respecto a los colores de las partículas encontradas, se registraron 11 colores distintos, donde dominaron las micropartículas de color azul ($n = 208$; 53%), seguidas por las de color negro ($n = 90$; 23%) y de color gris ($n = 31$; 8%) (Figura 12; Anexo 2). El color de las partículas es una herramienta muy útil para identificar el origen del plástico y simplifica su identificación y separación de las fibras naturales (Cole *et al.*, 2014; Gallagher *et al.*, 2016). Un estudio por Castro *et al.* (2016) reporta que las partículas coloridas proveen una fuerte evidencia de origen antropogénico. También, es importante conocer la composición de los tamaños de las partículas en este tipo de estudios, ya que de ello depende su biodisponibilidad para la biota marina en diferentes niveles tróficos (Gago *et al.*, 2018). De los 5 rangos clasificados en este estudio, se reporta que la mayor parte de las partículas se encontraron en similares proporciones en el rango promedio de longitud de entre 500 a 1000 μm (27%), seguido por el rango de 1000 a 5000 μm (26%) y del rango promedio de 250 a 500 μm (25%). Se encontraron muy pocas partículas que constituían un tamaño menor a 100 μm (4%), esto puede ser debido al límite operativo del instrumento de análisis (menor a 100 μm) y del analista, en el cual se dificulta el manejo e identificación de las partículas. Los promedios de los tamaños encontrados se detallan en la Figura 13 y en el Anexo 3. No se contemplaron las partículas encontradas ($n = 2$) que eran de mayor tamaño que la del criterio de definición establecida para los MPs, los cuáles son partículas de plástico menores que 5 mm (Arthur *et al.*, 2009). No se encontraron presentes piezas de macrolásticos en las muestras analizadas.

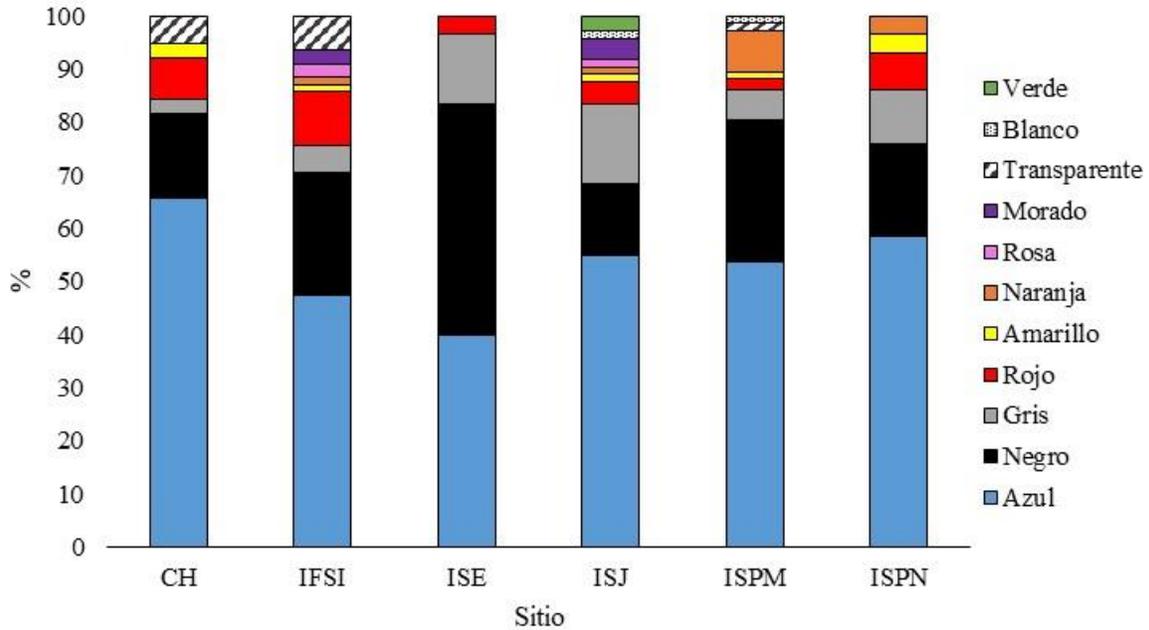


Figura 13. Composición de los colores de las partículas visualizadas en las muestras de cada sitio de estudio.

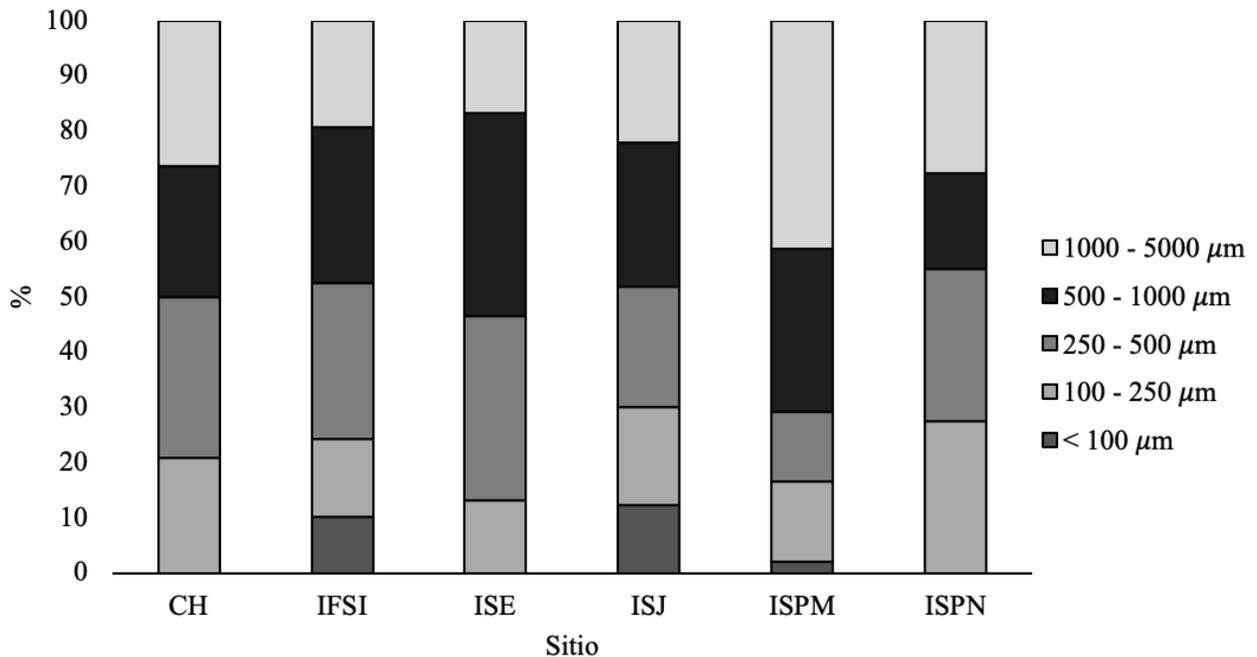


Figura 14. Clasificación de los tamaños de las partículas visualizadas en las muestras de cada sitio de estudio.

6.1. Partículas Encontradas en los Sitios Continentales, Intermedios y Oceánicos

6.1.1. Partículas Encontradas en Sitios de Clasificación Oceánica

Los sitios clasificados como oceánicos en este estudio (Islas San Pedro Mártir e Isla San Esteban) presentaron una concentración promedio de 0.67 ± 0.99 P-MPs g^{-1} . De estas dos, la Isla San Pedro Mártir es el sitio que presentó mayor número de partículas en las muestras analizadas en este estudio ($n = 143$; 37%). Esto es muy interesante, ya que la Isla San Pedro Mártir es considerada la isla más oceánica dentro del Golfo de California, ubicándose prácticamente en un punto medio entre la costa del estado de Sonora y la Península de Baja California; su difícil acceso determina un menor grado de perturbación humana a comparación de las demás islas dentro del Golfo de California. Hoy en día sigue catalogada como una Área Natural Protegida (declarada en el 2002), esto incluyendo sus aguas adyacentes con el carácter de Reserva de la Biosfera Isla San Pedro Mártir (CONANP, 2007). La pesca comercial que se practica en las aguas adyacentes de este sitio son principalmente por usuarios de la zona de Bahía de Kino-Sahuimaro, donde utilizan principalmente dos métodos: el gancho para buceo y la línea con anzuelo; aunque reportan no usar redes agalleras o chinchorros (redes con una longitud aproximada de 400 m y generalmente con una luz de malla de 10 – 12 pulgadas), se ha indicado que hay embarcaciones que utilizan este método de pesca a aproximadamente 15 km de la isla (CONANP, 2007), lo cual posiblemente pueda ser considerada una principal fuente de las partículas encontradas en este sitio. En un reporte de proyecto, García-Hernández *et al.* (2011) analizaron muestras de sedimento marino de esta zona, reportando contaminantes como hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs, sustancias químicas que resultan de una combustión incompleta del carbón, petróleo y basura), plaguicidas organoclorados y metales pesados. A pesar de ser una isla alejada de fuentes regulares de contaminación como descargas urbanas o agrícolas, posiblemente las corrientes marinas y el transporte eólico pueden ser un medio de transporte de estos contaminantes hacia esta isla y es posible que también sean las fuentes de las micropartículas en nuestras muestras.

La Isla San Esteban, por su parte, presentó una menor cantidad de partículas identificadas como P-MPs ($n = 30$; 8%). Estando aproximadamente a una distancia de 37 km al norte de Isla San Pedro

Mártir, esta isla volcánica está reportada con la mayor presencia de lobos marinos (Gallo-Reynoso *et al.*, 2018). Esta isla se encuentra lo suficientemente apartada de la costa, pero históricamente fue un punto clave de caza comercial de lobos marinos, y también estos fueron fuente de alimentación para la etnia seri [Comca'ac] (Bowen, 2000). Ambas islas pertenecen a la zona centro del Golfo de California. Elorriaga-Verplancken y Auriol-Gamboia (2008) reportaron en la población del lobo marino de este sitio altas concentraciones de cobre (Cu), con una concentración media de $18 \mu\text{g g}^{-1}$. Esto puede ser posible debido al alto consumo del calamar (*Dosidicus gigas*) que presentan los individuos de este sitio ($\approx 27\%$ de su hábito alimenticio), ya que anteriormente se ha demostrado una correlación donde los depredadores que se alimentan de altas cantidades de calamar también exhiben altas concentraciones de Cu (Reijnders *et al.*, 1995). Lo que nos indica que, a pesar de la lejanía de las colonias de la costa, estos sitios no están exentos de contaminantes.

6.1.2. Partículas Encontradas en Sitios de Clasificación Intermedia

Los sitios de clasificación intermedia (Isla Farallón de San Ignacio e Isla San Pedro Nolasco) presentaron una concentración promedio de partículas de 0.26 ± 0.19 P-MPs g^{-1} . La Isla Farallón de San Ignacio es el segundo sitio que presentó más partículas en este estudio ($n = 78$; 20%). Esta es una isla subtropical, desprovista de vegetación, ubicada en la parte sureste del Golfo de California, la cual ha sido punto clave en las últimas décadas debido al incremento de pescadores artesanales y deportivos, turistas y otros visitantes; esto ha incrementado el número de usuarios usando esta isla y los problemas copartícipes de este uso (Guevara-Medina *et al.*, 2008). A pesar de que no existen estudios que reporten concentración de MPs en esta isla, se sabe que hay una circulación general de agua que entra del Pacífico por la boca del golfo, esto debido al viento y la influencia marítima, y que también hay corrientes presentes que transportan agua de retorno (Collins *et al.*, 1997; Marinone, 2003), esto posibilita también la entrada de partículas al golfo provenientes de las costas del Pacífico y probablemente viéndose reflejado en la Isla Farallón de San Ignacio. La Isla San Pedro Nolasco, presentó el 6% ($n = 29$) de concentración de partículas, siendo así el sitio con la menor concentración encontrada. Esta isla se encuentra actualmente protegida por el Gobierno Federal por poseer características biológicas y topográficas sobresalientes, y hoy en día

ya hay varios reportes de fauna y flora silvestre en este sitio y de sus aguas aledañas (Mahrt, 1979; Smith, 1985; Wilder *et al.*, 2008; Galván-Magaña *et al.*, 2010; Felger *et al.*, 2011; Gallo-Reynoso *et al.*, 2012). Por otro lado, Niño-Torres *et al.* (2009) reportaron la presencia de contaminantes organoclorados en la grasa de los lobos marinos de esta isla, los cuales se sabe que pueden afectar negativamente el sistema endócrino y provocar inmunosupresión en mamíferos marinos (Kannan *et al.*, 2000). Además, en otro estudio por Szteren y Auriol-Gamboa (2013), de muestras de hueso de la bula timpánica de lobo marino colectadas en a lo largo del Golfo de California, en la región central encontraron concentraciones anormales de cobalto (Co), zinc (Zn) y cadmio (Cd). En el caso del Cd, se asocia con un posible alto consumo de moluscos, especialmente de cefalópodos (Das *et al.*, 2003). Anteriormente se ha reportado en otras especies de mamíferos marinos donde también se ha relacionado la alta concentración de Cd a la ingestión de presas contaminadas (Miles y Hills, 1994). Esto demuestra un posible impacto antropogénico no sólo en este sitio, si no en muchas islas e islotes a lo largo del Golfo de California.

6.1.3. Partículas Encontradas en Sitios de Clasificación Continental

La Isla San Jorge y la costa de Cabo Haro, ambas clasificadas como sitios continentales, presentaron una concentración promedio de 0.28 ± 0.23 P-MPs g^{-1} . En la Isla San Jorge encontramos 73 partículas de P-MPs (19%). Este sitio es en verdad un archipiélago que se compone de una isla central y cuatro islotes, y está ubicada en el noreste del Golfo de California cercana a la costa de Sonora. Se ha reportado que en ella hay una alta densidad de población de lobos marinos que habitan en esta isla, considerada la lobera en segundo lugar de tamaño de la población (Zavala-González y Mellink, 1997; Mellink y Romero-Saavedra, 2005). Se ha sugerido en varios reportes que la razón por la que hay una mayor concentración de lobos marinos en este sitio es debido a una mayor productividad primaria y también la existencia de una mayor abundancia de las presas, esto siendo un factor clave para el uso del hábitat por esta especie (Lowry *et al.*, 1991; Auriol-Gamboa y Zavala-González, 1994; Zavala-González y Mellink, 1997). Al igual que en otras islas, en este sitio se han reportado concentraciones altas de mercurio (Hg) en muestras de bula timpánica de lobo marino en comparación con otras loberas del centro y sur del Golfo de California,

relacionando esta presencia de metales pesados con los peces presa (Szteren y Auriolles-Gamboa, 2013). Es importante recalcar que esta colonia es la más afectada por enmallamiento en redes de pesca utilizadas localmente (Zavala-González y Mellink, 1997; Gallo-Reynoso *et al.*, 2018), y que podrían ser una fuente de plásticos para esta especie en este sitio.

En las heces colectadas de la colonia de descanso de la costa de Cabo Haro se visualizaron 38 partículas, 10% del total de las partículas clasificadas. Esta zona está dentro del municipio de Guaymas, Sonora, el cual fue anteriormente reportado como uno de los sitios con un alto índice de estrés antropogénico (García-Hernández *et al.*, 2015) y donde la actividad pesquera (artesanal e industrial) es una de las principales actividades para el ingreso económico de cientos de ciudadanos. El arte de pesca que podemos encontrar más cercano a la costa es la de tipo artesanal, donde utilizan embarcaciones pequeñas y pescan dentro de los dieciséis kilómetros desde la línea de costa (Yurkievich y Sánchez-Crispín, 2016), por ende, sería el tipo de pesca con la que los lobos marinos tendrían la mayor interacción. En un informe por Gallo-Reynoso (2003) se reportó que el uso de chinchorros tiburonereros o cualquier tipo de redes agalleras, afectan de una forma negativa a varias especies de mamíferos marinos, entre ellas el lobo marino de California, en el puerto de Guaymas, Sonora o en el área del Golfo de California cercana a la ciudad. Entre los registros reportados en este informe se encontraba una hembra de cachalote (*Physeter macrocephalus*) enmallada con una red agallera de color azul (Figura 14), esto podría sugerir una relación entre las redes usadas en pesquerías dentro del Golfo de California con la mayor presencia de fibras de color azul encontradas en este estudio, pero se requiere mayor investigación para poder determinar si esto es el origen de las fibras azules encontradas en la heces de los pinnípedos de este estudio. En esta lobera se encuentra una predominancia de machos adultos y subadultos de esta especie, aunque se pueden encontrar algunas hembras adultas y juveniles (Gallo-Reynoso, Com. Pers. 2020). La densidad de población es menor a lo que normalmente encontramos en colonias reproductivas. Esta zona es ocupada por esta especie principalmente para la alimentación y descanso para estar en buena forma para la época reproductiva, pero eso los expone a los desechos antropogénicos, como lo serían los contaminantes orgánicos persistentes provenientes de las zonas agrícolas, así como a las descargas urbanas que son consideradas una de las fuentes principales de MPs en los océanos.



Figura 15. Hembra de cachalote enmallada en una red agallera de color azul. Fotografía tomada por Dick Repogle el 24 de Julio, 2003.

6.2. Comparación en la Concentración de Partículas en Heces del Lobo Marino de California con otras especies de la Familia Otariidae y Phocidae

Este es el primer estudio realizado en México donde se evalúa la posible ingesta de partículas como P-MPs por el lobo marino de California (*Z. californianus*). Hoy en día, existen pocos estudios a nivel global que cuantifiquen y clasifiquen partículas de MPs obtenidas de heces colectadas de pinnípedos (Cuadro 5 y Cuadro 6), y al mismo tiempo todavía no hay un método estandarizado para poder evaluarlos. Un estudio de Donohue *et al.* (2019) en las costas de E.U.A., también analizó el contenido de 44 heces de lobo fino del norte (*Callorhinus ursinus*) de tres colonias en el rango geográfico de la especie donde fueron encontrados alrededor de 584 MPs, de las cuales 55% fueron fragmentos y el 41% fueron fibras, que difiere de lo encontrado en este estudio. Otro estudio es el de Pérez-Venegas *et al.* (2018), donde realizaron colecta y análisis de 51 heces de lobo fino del sur (*A. australis*) en la Isla Guafo, al norte de la Patagonia Chilena, y encontraron partículas en 67% de las muestras examinadas, donde predominaron exclusivamente fibras. Más recientemente, Pérez-Venegas *et al.* (2020) realizaron un análisis de la presencia de partículas de origen plástico en 205 heces colectadas de cinco loberas diferentes al sur del Océano Pacífico (cerca de Perú y Chile), involucrando así a cuatro especies/subespecie de pinnípedos (*A. philippii*, *Otaria flavescens*, *A. australis* y una subespecie de *A. australis* [Oliveira *et al.*, 2008]). En este estudio

mencionado anteriormente reportaron una mayor concentración de fibras que fragmentos, similar a lo que se observó en las muestras de estudio. Los autores de este trabajo anterior mencionan que la presencia de partículas de plástico en las heces de los pinnípedos pudo haber sido una ingestión directa o indirecta. En un estudio por Nelms *et al.* (2018) reportaron una correlación entre los MPs encontrados entre el depredador tope (análisis de las heces de focas gris, *H. grypus*, en estado de cautiverio) y los peces presa (intestinos de macarelas del Atlántico, *S. scombrus*) proponiendo a la transferencia trófica (ingestión indirecta) como la potencial y principal vía de su ingesta.

Otros dos estudios que evaluaron la presencia de partículas de MPs en heces del lobo fino antártico (*Arctocephalus gazella*) en otros sitios, son el de Eriksson y Burton (2003) que hicieron un análisis de la presencia de MPs en dos especies (*A. tropicalis* y *A. gazella*) en la Isla Macquarie, Australia y encontraron alrededor de 165 partículas entre las dos especies, de las cuales 100% fueron confirmados como MPs. No se especificó el porcentaje de partículas encontradas por cada especie en este estudio. Mientras que García-Garín *et al.* (2020) reportaron la ausencia de MPs en 42 muestras analizadas de una colonia de *A. gazella* en la Isla Decepción, cerca del continente Antártico. Cabe aclarar que ambos estudios, a pesar de estudiar a la misma especie, colectaron en colonias de islas diferentes a $\approx 6,500$ km de distancia una de otra, y también colectaron diferente número de heces. La ausencia de MPs en las heces del estudio mencionado anteriormente contrasta con la presencia de MPs en heces de pingüinos rey (*Aptenodytes patagonicus*) en Georgia del Sur (Le Guen *et al.*, 2020) y de pingüinos Gentoo (*Pygoscelis papua*) de Georgia del Sur y de las islas Orcadas del Sur (Bessa *et al.*, 2019). Debido a la posible variabilidad de resultados en estos tipos de trabajos se recomienda indagar en el consumo incidental de MPs por las especies presas de los depredadores tope, como los pinnípedos, para evaluar la exposición a este contaminante en los ecosistemas marinos.

No obstante, existen otros trabajos que también reportaron pocas partículas, o nulas de origen plástico en las heces de pinnípedos. Hudak y Sette (2019) encontraron partículas de origen antropogénico en un 6% ($n = 2$ de 32 heces) de las muestras de foca común y en un 1% ($n = 2$ de 129 heces) de las muestras de foca gris, siendo el primer reporte de presencia de MPs en poblaciones de fócidos de vida libre en la zona noreste del Océano Atlántico. Por otro lado, Ryan *et al.* (2016) analizaron la presencia de partículas de plástico en heces colectadas ($n = 4905$, en un período entre los años 1989-2014) de *A. tropicalis* en tres islas del sur del Océano Atlántico y del suroeste del Océano Índico. En este trabajo, se había formulado la hipótesis de la posibilidad de

ingesta de partículas por transferencia trófica de peces de la familia Myctophidae, ya que anteriormente habían sido reportado la ingesta de desechos plásticos (Davison y Asch, 2011), pero a pesar de ello, no encontraron partículas de plástico en las heces colectadas.

Las concentraciones de estos contaminantes encontradas en este estudio nos proveen de mayor información para ampliar el panorama de investigación en el Golfo de California, donde es poca la información reportada de la presencia de estas partículas en la columna de agua, y no podemos descartar que la distribución y la abundancia de las partículas podrían ser atribuidas a las corrientes marinas y a la cercanía de los puntos donde el índice de estrés antropogénico es mayor. Se requiere de mayor investigación para continuar ampliando el panorama para futuros estudios de MPs en el Golfo de California.

Cuadro 5. Resumen de los resultados de estudios investigando MPs en heces de pinnípedos. “N/R” significa que no fue registrado en el estudio.

Especie	Área de estudio	Número de muestras	Partículas				Referencia		
			Total de partículas	% de muestras con MPs confirmados	Media (\pm D.E.)	Rango de partículas por hez		Tamaño promedio (mm)	Rango de tamaño (mm)
Otariidae									
<i>Arctocephalus australis</i>	Norte de Patagonia, Chile	51	1268*	67%	37.26 \pm 38.08	3 – 182	N/R	Fib: 67% > 0.1	Pérez-Venegas <i>et al.</i> , 2018
	Costas de Perú-Chile	79	Desconocido \approx	Fib: 65%; Frag: 6%	Fib: 16.5; Frag: 1	Fib: 0 – 182; Frag: 0 – 32	N/R	N/R	Pérez-Venegas <i>et al.</i> , 2020
<i>A. gazella</i>	Isla Macquarie, Antártida	145	164*	100%	1.13 \pm 0.43*	1–4*	4.1 x 1.9*	89%: 2 – 5*	Eriksson y Burton, 2003
	Isla Decepción, Antártida	42	-	-	-	-	-	-	García-Garín <i>et al.</i> , 2020
<i>A. philippii</i>	Costas de Perú-Chile	40	Desconocido \approx	Fib: 62.5%; Frag: 12%	Fib: 30; Frag: 2	Fib: 0 – 200; Frag: 0 – 30	N/R	N/R	Pérez-Venegas <i>et al.</i> , 2020
<i>A. tropicalis</i>	Isla Macquarie, Antártida	145	164*	100%	1.13 \pm 0.43*	1–4*	4.1 x 1.9*	89%: 2 – 5*	Eriksson y Burton, 2003
	Isla Marion, Sudáfrica	4905	-	-	-	-	-	-	Ryan <i>et al.</i> , 2016
<i>Callorhinus ursinus</i>	Costa del Pacífico, E.U.	44	584	Fib: 41%; Frag: 55%	Fib: 3.8 \pm 3.4; Frag: 16.6 \pm 19.1	Fib: 1 – 18; Frag: 1 – 86	N/R	Fib: 70% < 2 Frag: 82% < 1	Donohue <i>et al.</i> , 2019
<i>Otaria flavescens</i>	Costas de Perú-Chile	36	Desconocido \approx	Fib: 86%; Frag: 11%	Fib: 43; Frag: 1	Fib: 0 – 267; Frag: 0 – 18	N/R	N/R	Pérez-Venegas <i>et al.</i> , 2020
<i>Zalophus californianus</i>	Islas del Golfo de California \equiv y Costa de Cabo Haro, Guaymas, Sonora	48	391	N/R	Fib: 0.36 \pm 0.61; Frag: 0.04 \pm 0.11	Fib: 0 – 62; Frag: 0 – 8	0.86	26%: > 1 27%: 0.5 – 1 25%: 0.25 – 0.5 4%: < .1	Este estudio

Cuadro 5. (Continuación)

Especie	Área de estudio	Número de muestras	Partículas				Referencia		
			Total de partículas	% de muestras con MPs confirmados	Media (\pm D.E.)	Rango de partículas por hez		Tamaño promedio (mm)	Rango de tamaño (mm)
Phocidae									
<i>Halichoerus</i>									
<i>grypus</i>	Comualles, Reino Unido (Cautiverio)	31	Presas: 18; Heeces: 26	48%	0.87 \pm 1.09	0 – 4	1.5 \pm 1.2	0.6 – 3.5; Frag: 0.4 – 5. 5	Nelms <i>et al.</i> , 2018
	Cabo Cod, E.U.	129	2	1%	0.02 \pm 0.12	0 – 1	N/R	1.9 x 0.8 – 2.6 x 1.1	Hudak y Sette, 2019
<i>Phoca vitulina</i>	Isla Texel, Países Bajos	125 \equiv	-	-	-	-	-	-	Bravo-Rebolledo <i>et al.</i> , 2013
	Cabo Cod, E.U.	32	2	6%	0.06 \pm 0.25	0 – 1	N/R	1.19 x 0.58 – 3.45 – 1.81	Hudak y Sette, 2019

* El promedio en el estudio incluye a múltiples especies.

\approx Los autores de este estudio determinaron todas las partículas encontradas como MPs, pero aclararon que sólo caracterizaron los contenidos de 6 heces por cada colonia de pinnípedos (no está determinado el número de partículas). De las partículas analizadas, el 30% fueron confirmadas el origen polimérico (PET y Nylon).

\equiv Este estudio encontró plástico en tracto intestinal de la especie, pero no encontraron presencia de plástico en las heces colectadas.

Cuadro 6. Resumen de las características de las partículas de los estudios investigando MPs en heces de pinnípedos. “N/R” significa que no fue registrado en el estudio.

Especie	Área de estudio	Características			Referencia
		Colores más comunes (>10%)	Polímeros más comunes (>10%)*	Morfología más común (>10%)	
Otariidae					
<i>Arctocephalus australis</i>	Norte de Patagonia, Chile	Azul (45%), blanco (21%), negro (16%), rojo (15%)	N/R	Fibras: 100%	Pérez-Venegas <i>et al.</i> , 2018
	Costas de Perú-Chile	Azul (42%), blanco (21%) y rojo (12%)	PE + PA (30% total)≈	Mayormente fibras	Pérez-Venegas <i>et al.</i> , 2020
<i>A. gazella</i>	Isla Macquarie, Antártida sub-australiana	Blanco (33%), marrón (19%), azul (15%), verde (15%), amarillo (15)≈	PE (93%)≈	Partículas y fibras≈	Eriksson y Burton, 2003
	Isla Decepción, Antártida	-	-	-	García-Garín <i>et al.</i> , 2020
<i>A. philippii</i>	Costas de Perú-Chile	Azul (55%), blanco (15%) y rojo (13%)	PE + PA (30% total)≈	Mayormente fibras	Pérez-Venegas <i>et al.</i> , 2020
<i>A. tropicalis</i>	Isla Macquarie, Antártida sub-australiana	Blanco (33%), marrón (19%), azul (15%), verde (15%), amarillo (15)≈	PE (93%)≈	Partículas y fibras≈	Eriksson y Burton, 2003
	Isla Marion, Sudáfrica	N/R	N/R	N/R	Ryan <i>et al.</i> , 2016
<i>Callorhinus ursinus</i>	Costa del Pacífico, E.U.	Fragmentos: Blanco (99%), Fibras: Negro, blanco, morado, azul, rojo, amarillo, transparente (no %)	Fragmentos: PE (100%) Fibras: N/R	Fragmentos: 55% Fibras: 41%	Donohue <i>et al.</i> , 2019
<i>Otaria flavescens</i>	Costas de Perú-Chile	Azul (69%), Blanco (50%) y rojo (31%)	PE + PA (30% total)≈	Mayormente fibras	Pérez-Venegas <i>et al.</i> , 2020
<i>Zalophus californianus</i>	Islas del Golfo de California≡ y Costa de Cabo Haro, Sonora, México	Azul (53%), negro (23%), gris (8%), otros (16%)	N/R	Fibras: 91% Fragmentos: 9%	Este estudio

Cuadro 6. (Continuación)

Especie	Área de estudio	Características			Referencia
		Colores más comunes (>10%)	Polímeros más comunes (>10%)*	Morfología más común (>10%)	
Phocidae					
<i>Halichoerus grypus</i>	Cornualles, Reino Unido (Cautiverio)	Hez: Negro (27%), transparente (23%), rojo (23%), azul (15%), naranja (12%)	Hez: PP (54%), PE (12%)	Hez: Fragmentos (59%), fibras (31%)	Nelms <i>et al.</i> , 2018
	Cabo Cod, E.U.	Morado y rojo (no %)	CF (50%), S-Rub (50%)	Fragmentos: 100%	Hudak y Sette, 2019
<i>Phoca vitulina</i>	Isla Texel, Países Bajos	N/R	N/R	N/R	Bravo-Rebolledo <i>et al.</i> , 2013
	Cabo Cod, E.U.	Marrón y blanco (no %)	Res (50%), CF (50%)	Fragmentos: 100%	Hudak y Sette, 2019

* PE: polietileno, PA: Nylon, PP: polipropileno, CF: celofán, S-Rub: goma sintética, Res: resina

≈ Promedio de las muestras de estudio que incluye a varias especies

≡ Cinco islas del Golfo de California del estado de Sonora y Sinaloa (México): Isla San Jorge, Isla San Esteban, Isla San Pedro Mártir, Isla San Pedro Nolasco e Isla Farallón de San Ignacio

6.3. Posible Ingestión Incidental de Microplásticos a través de Presas Contaminadas

Muchos de los contaminantes que encontramos en los océanos derivan directa o indirectamente de las actividades antropogénicas. Algunos de estos contaminantes son biodegradables, mientras que otros no lo son. Además, hay un gran número de trabajos donde se han reportado la presencia de contaminantes orgánicos e inorgánicos en organismos marinos a lo largo de la cadena trófica (Das *et al.*, 2003; Gassel *et al.*, 2013; Rochman *et al.*, 2013; Fossi *et al.*, 2017; Alejo-Plata *et al.*, 2019). Es esta presencia de contaminantes, así como la de los MPs en estos organismos, lo que ha provocado una preocupación referente a la posibilidad del transporte, la transferencia y la distribución de estas partículas dentro del medio marino.

Los lobos marinos de California presentan un hábito alimenticio diverso que ya ha sido reportado por varios estudios (Auriolles-Gamboa *et al.*, 1984; Gallo-Reynoso *et al.*, 1989; Brassea-Pérez, 2014; Barba-Acuña, 2015), y esto puede variar aún en la misma especie, esto dependiendo de la

localidad en donde estén, la abundancia y disponibilidad de alimento, la estación del año y la edad o sexo del individuo (Hume *et al.*, 2004; Esperón-Rodríguez y Gallo-Reynoso, 2013). Durante el procesamiento de las heces de este estudio, se encontraron pedacería de crustáceos, otolitos/escamas y picos de calamar, los cuales no fueron identificados para este estudio, sin embargo, no fueron examinados como posible fuente de MPs. Como tal, muchas de las especies dentro del hábito alimenticio del lobo marino ya han sido reportadas de haber consumido MPs (Cuadro 7), y esto puede ser una de las posibles razones de la presencia de partículas de P-MPs en las muestras del presente estudio.

Cuadro 7. Resumen de los resultados de trabajos selectos reportando la presencia de MPs en el tracto gastrointestinal de peces y cefalópodos que están dentro de las presas del lobo marino de California. “N/I” significa que no se identificó el género y especie de los individuos. “N/R” significa que no fue registrado en el estudio.

Especies	Área de estudio	# colectado	# de partículas	Media \pm D.E.	Morfometría de partículas	Polímeros más comunes (>10%)*	Referencia
Peces							
Familia Carangidae (N/I)	Makassar, Sulawesi, Indonsesia	7	41	5.9 \pm 5.1	Fragmentos	N/R	Rochman <i>et al.</i> , 2015
<i>Engraulis mordax</i>	Half Moon Bay, California, E.U.	10	3	0.3 \pm 0.5	Fibras, film, monofilamento	N/R	Rochman <i>et al.</i> , 2015
<i>Cololabis saira</i>	Gran Isla de Basura del PacíficoØ	670±	1375±	3.2 \pm 3.05	Fragmentos, fibras, varios	N/R	Boerger <i>et al.</i> , 2010
<i>Mugil cephalus</i>	Hong Kong	60≡	135	2.25 \pm 10.4	Fibras, fragmentos, film	PP (42%), PE (25%), PES (16%)	Cheung <i>et al.</i> , 2018
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	Bahía Magdalena, México	87±	64±	-	Fibras	N/R	Jonathan <i>et al.</i> , 2021
<i>Sardinops sagax</i>	Bahía Frenchman, Australia	27	251	9.3 \pm 5.0	Fibras, fragmentos, microsferas	PA, PP, PE (no %)	Crutchett <i>et al.</i> , 2020
<i>Scomber japonicus</i>	Costa oeste del Sudamérica	30	1	0.03 \pm 0.03≈	Fragmentos	PE, PP (no %)	Ory <i>et al.</i> , 2018

Cefalópodos							
<i>Dosidicus gigas</i>	Puertos de Ecuador	160	13	-	Fibras, fragmentos	PE, PVC (no %)	Rosas-Luis, 2016

* PE: polietileno, PA: Nylon, PP: polipropileno, PES: poliéster, PVC: policloruro de vinilo

φ Diferentes puntos geográficos rodeando la Gran Isla de Basura del Pacífico

‡ Número compartido con otras especies

≡ Del total colectado, treinta individuos eran de granja mientras que los otros treinta eran de origen silvestre

≈ Media ± Error estándar

Además, si la cantidad de efectos adversos en estas especies se agrava (p. ej. disminución de nivel de población), no solamente nuestra seguridad alimentaria se ve afectada, sino también la de los depredadores tope que se alimentan de ellas, como lo es el lobo marino de California.

Dentro de las especies presa del lobo marino de California tenemos a la sardina monterrey (*Sardinops sagax*), en un trabajo reciente por Crutchett *et al.* (2020) colectaron 27 individuos y encontraron alrededor de 251 partículas de MPs. En otro estudio, encontraron 135 partículas de plástico en 60 tractos gastrointestinales de lisas macho (*Mugil cephalus*) colectados de individuos de una granja acuícola y en su medio silvestre, donde estos últimos fueron los que presentaron la mayor concentración promedio (Cheung *et al.*, 2018), lo que confirmaría la posible exposición de los depredadores tope a estos contaminantes. En ambos trabajos, el tipo/morfometría que dominó fueron las fibras, seguidos por los fragmentos, similar a lo encontrado en este estudio. Así también, Jonathan *et al.* (2021) recientemente realizaron un análisis de tractos gastrointestinales de 6 especies de peces en Bahía Magdalena, Baja California Sur, México, entre ellos el de la cabrilla (*Paralabrax maculatofasciatus*), y esta especie fue la segunda especie con más MPs reportados. Por lo anterior, se sugiere priorizar la investigación sobre la distribución y abundancia de partículas de plástico en las pesquerías del Golfo de California, ya que los estudios en relación con este tópico en esta zona son prácticamente nulos.

6.4. Inferencias sobre la Ingesta de Posibles Microplásticos por el Lobo Marino de California

6.4.1. Caracterización Química de las Partículas

Los resultados de este estudio indican la posible bioacumulación en el lobo marino de California de partículas de MP de origen antropogénico, pero estas partículas que hemos definido como P-MPs requieren de una caracterización química para poder identificar el tipo de polímero y confirmar el origen del plástico. Dentro de los estudios que han reportado el tipo de plástico, se encuentra el realizado en las heces de *A. gazella* y *A. tropicalis* por Eriksson y Burton (2003), ellos reportaron que los MPs estuvieron compuestos por cinco grupos de polímeros; polietileno (93%), polipropileno (4%), policloropreno (2%), resinas de formaldehído de urea de melamina (0.5%) y celulosa (0.5%). Mientras que en otro estudio por Nelms *et al.* (2018) reportan que los MPs encontrados en las heces de *H. grypus atlantica* estuvieron conformados por 10 grupos de polímeros, siendo el propileno y el polipropileno (ambos con el 27%), y el polietileno (12%) los dominantes. La diferencia entre estos estudios refleja la diversidad dentro del medio marino. La presencia e impacto de estos contaminantes en los organismos marinos de los océanos representa un problema que requiere una mitigación con el propósito de reducir los efectos negativos en ellos y salvaguardar la biodiversidad de este ecosistema.

Así también, existen dos estudios que reportan a las playas como fuente potencial de estos MPs al océano y en específico al Golfo de California. El primero fue realizado por Piñón-Colin *et al.* (2018), donde evaluaron la presencia de MPs en playas de la península de Baja California y reportaron una alta abundancia de partículas de plástico, de las cuales predominaron los polímeros de poliacrilamida y poliamidas tipo-nylon, y se identificaron también partículas de tereftalato de polietileno. El segundo estudio fue llevado por Álvarez-Zeferino *et al.* (2020), en donde determinaron la concentración de MPs en 33 playas arenosas de México, siendo el polímero que más predominó el polietileno (56%); mencionando que la mayor concentración fue encontrada en las playas de la costa del Golfo de California. Sin embargo, cabe aclarar que la presencia de estas partículas en las playas también puede deberse a sus características físicas. Esto refiriéndose a la densidad de las partículas, ya que estas pueden ingresar al medio por transporte eólico o por acción

del oleaje y las mareas, y una vez estando ahí, dependerá de si en la columna de agua se adhiere a alguna superficie o no, además de la dinámica de la zona, entre otros factores que tienen que ver desde su forma hasta su composición (Ramírez-Álvarez, Com. Pers. 2021). Por ejemplo, hay plásticos como el tereftalato de polietileno, que tienen una mayor densidad que el agua, por lo tanto se hunden, y en cambio hay otros plásticos (p. ej. polietileno, polipropileno y poliestireno) que tienden a flotar, así teniendo una mayor posibilidad de ser transportados por vientos, ríos y corrientes hacia un medio marino. Sin embargo, se ha señalado que partículas de plástico de alta densidad (p. ej. el polietileno de alta densidad; PAD) podrían quedar atrapadas entre algas u otros materiales que están suspendidos en la columna de agua, y así posibilitando la presencia de este tipo de partículas en aguas superficiales (Ramírez-Álvarez *et al.*, 2020).

Finalmente, el estudio de Fossi *et al.* (2017) evaluó la biodisponibilidad de MPs en el Golfo de California para el tiburón ballena (*R. typus*), que es una especie de tiburón filtradora, donde el polietileno (35%) fue el polímero más abundante entre las partículas encontradas. Esto es semejante a lo reportado en los tipos de polímeros encontrados en los trabajos mencionados anteriormente. Esto liga una vez más la importancia de la caracterización química de las partículas que se visualicen y se clasifiquen en los trabajos de esta índole, por lo que se recomienda que este sea el siguiente paso para las partículas encontradas en este estudio.

6.4.2. Restricciones Metodológicas

Actualmente no hay un método estandarizado para la extracción de partículas de plástico en heces (Lusher y Hernández-Milian, 2018; Nelms *et al.*, 2018). Por ejemplo, a pesar de que se realizaron esfuerzos para minimizar la pérdida de partículas, es posible considerar que el extendido proceso involucrado en la digestión alcalina de la materia orgánica incrementó el riesgo de perder algunas partículas P-MPs. Otro factor que se tiene que considerar es el límite operacional de nuestro estudio, ya que el utilizar un tamiz con una luz de maya menor a 212 μm y también el límite operativo del microscopio (100 μm), implica que mayormente estamos considerando a las partículas mayores a estos límites. Sin embargo, no podemos tener la certeza de la presencia o

ausencia de partículas menores a estos límites, lo que puede implicar posiblemente una mayor concentración de P-MPs que lo encontrado.

6.4.3. Inferencias Biológicas

Es importante considerar que los organismos pueden llevar una acumulación diferenciada de los contaminantes en sus órganos, que dependerá de diversos factores que involucra el estado físico y de salud del organismo y las propiedades fisicoquímicas de los contaminantes. En el caso de los pinnípedos, Bravo-Rebolledo *et al.* (2013) encontraron más plástico en estómagos de foca común (*P. vitulina vitulina*) que en el resto del tracto gastrointestinal o en las heces analizadas. Esto sugiere que el estómago de estos depredadores puede actuar como un “malla” donde se puedan acumular objetos no digeribles, como lo son los MPs (Nelms *et al.*, 2018). Por lo que se sugiere que se lleven a cabo análisis similares en el lobo marino de California. Para ello, se podrían analizar los estómagos de individuos muertos debido a algún trauma físico (p. ej. pesca accidental/de arrastre), donde el comportamiento alimentario previo al deceso puede revisarse (Nelms *et al.*, 2018), esto podría dilucidar esta cuestión. O, dadas las circunstancias, se podría replicar la misma metodología para ver si en los otáridos, como el lobo marino de California, se presenta un patrón similar en los resultados de este estudio.

6.4.4. Inferencias Fisiológicas

Se ha demostrado que la ingesta de MPs ha causado diferentes impactos fisiológicos perjudiciales, de los cuales destacan la reducción de la capacidad de alimentación, la reducción de las reservas de energía y de la posible disminución de la capacidad de reproducción en organismos de bajo nivel trófico (Cole *et al.*, 2014; Wright *et al.*, 2013). Entre estos estudios, se encuentre el realizado en invertebrados en donde se han documentado la expulsión de MPs a través de su tracto gastrointestinal. Cole *et al.* (2013) reportaron que los individuos de zooplancton analizados pueden

expulsar MPs de su sistema digestivo en el transcurso de horas (p. ej., ≤ 1 día) en la presencia de fitoplancton o en 7 días en la ausencia de alimento. En cambio, en el caso de los peces, el tiempo que permanecen los MPs en el tracto gastrointestinal ha sido considerado relativamente corto (Güven *et al.*, 2017), desde horas, en donde estudios experimentales han demostrado un rango de retención que puede durar entre 6 h en peces cebras (*Danio rerio*) (Batel *et al.*, 2016) o días en peces planctívoros (*Acanthochromis polyacanthus*), en los que han permanecido hasta 42 días (Critchell y Hoogenboom, 2018). En cambio, es poca la información que reporta la retención de los MPs en tractos gastrointestinales de animales más grandes, como lo son los mamíferos marinos (Nelms *et al.*, 2018).

Por lo mencionado anteriormente, en los últimos años ha habido trabajos investigando el tiempo del paso y digestión de las presas por depredadores topos. Por ejemplo, Grellier y Hammond (2006) reportaron que los otolitos (huesos sólidos del sistema auditivo) de peces consumidos por focas grises pudieron ser recuperados ≈ 88 h posterior a la ingesta (Grellier y Hammond, 2006). De la misma manera, Lusher *et al.* (2016) hicieron pruebas con microesferas de poliestireno (3 mm), las cuales fueron recuperadas después de 6 días. Esto sugiere que, a pesar de ser un proceso que toma más tiempo, los MPs son excretados junto con material indigerible (Lusher *et al.*, 2016). Sin embargo, sería interesante evaluar con otras morfometrías de partículas, como lo son las fibras, ya que son el tipo de MPs más abundante en el medio ambiente (Miller *et al.*, 2017) para ver si se comportan de la misma manera o no.

6.4.4.1. Disponibilidad de presas. Los impactos conocidos en organismos de bajo nivel trófico podrían llegar a presentar implicaciones secundarias para los depredadores del Golfo de California en la forma de una reducción en la disponibilidad de las especies presa, por ejemplo, que haya un incremento en la mortalidad de especies presa debido a la ingesta de MPs (Nelms *et al.*, 2018). Es necesario hacer más investigación al respecto en las especies presa para ver si este pudiera ser el caso.

6.4.5. Transporte de Microplásticos por Corrientes Marinas

La circulación superficial de los océanos es producto de la rotación de la tierra, las diferencias de densidad del agua y también la fuerza del viento sobre la superficie del agua. Dicha circulación oceánica influye en la migración de las poblaciones marinas (p. ej, cetáceos y tortugas marinas) y la distribución de temperatura y de nutrientes en el agua. Además, se considera a las corrientes marinas como el medio de transporte de desechos plásticos a través de los océanos (Eriksen *et al.*, 2014), y es por esto mismo, que llegan a zonas de convergencia donde se acumulan en grandes cantidades, las llamadas “islas de plástico”, creando un problema a escala global (van Sebille *et al.*, 2012), y esto crea consternación sobre el transporte de desechos de origen plástico por corrientes marinas dentro del Golfo de California.

De manera general, la circulación general del Golfo de California se caracteriza por una entrada de agua fría profunda y un flujo de agua superficial cálida, al mismo tiempo que las corrientes y los patrones de circulación localizados son principalmente guiados por las mareas y el viento (Álvarez-Borrego, 2002). Dicho esto, podemos dividir el golfo en dos regiones hidrográficas: el alto Golfo, donde las aguas del golfo son predominantes, y la región central y sur, donde las aguas del Pacífico tienen una mayor influencia. La boca del Golfo de California está en comunicación abierta con el Océano Pacífico; las masas de agua son desplazadas debido a un sistema de corrientes oceánicas el cual tiene un comportamiento estacional muy fuerte reflejado en los cambios meteorológicos a una escala del Océano Pacífico (Lavín y Marinone, 2003). La circulación superficial del Golfo de California es afectada por las masas de agua llevadas al sur por la corriente de California y por las aguas encontradas a las afueras del centro y sur de México y de América Central (Roden, 1958). La corriente de California es caracterizada por tener bajas temperaturas, ser de baja salinidad y tener alto contenido de oxígeno, mientras que las aguas del centro y sur de México y de América Central tienen altas temperaturas superficiales y un bajo contenido de oxígeno debajo de la termoclina (capa dentro de la columna de agua donde la temperatura cambia rápidamente con la profundidad) (Sverdrup *et al.*, 1942; Levinton, 2009).

Durante la temporada de invierno, dentro del Golfo de California, la circulación superficial es caracterizada por corrientes en dirección al sur, al norte de la latitud 20° N, y por corrientes con dirección al oeste, al sur de esta latitud. Un distintivo interesante es el gran giro oceánico en la

costa del sur de México, un fenómeno que ocurre solamente durante el invierno, y el cual es retenido por los vientos que vienen del norte hacia el Golfo de Tehuantepec, al sur del istmo de Tehuantepec, entre los estados de Oaxaca y Chiapas. En cambio, durante el verano la circulación superficial presenta un flujo en dirección al norte y entra al Golfo de California (Roden, 1958; Álvarez-Borrego, 1983; Collins *et al.*, 1997; Marinone, 2003).

García-Hernández *et al.* (2011) reportan en un informe, analizando la Isla San Pedro Mártir, sus resultados sobre la presencia de contaminantes (HAPs, plaguicidas organoclorados y metales pesados) en muestras de sedimento marino y de tres especies de peces (*Caulolatilus affinis*, *Paralabrax auroguttatus* y *Caulolatilus princeps*), y también de nutrientes (nitratos, nitritos, amonio ionizado, entre otros) en muestras de agua. Esta isla es considerada una de las islas más alejadas de la costa del Golfo de California y en este estudio los autores atribuyen que su distribución en la zona de estudios es debido a su transporte por las corrientes marinas que vienen de la costa de Sonora, de los valles agrícolas del Yaqui y del Mayo. Estos autores mencionan que en el caso del endosulfán (un insecticida y acaricida organoclorado), utilizado en cultivos, puede ser transportado por los drenes agrícolas hacia los esteros y bahías, y de ahí al mar. En otro estudio por Méndez *et al.* (1998) atribuye a las corrientes costeras la distribución de Cd, un metal pesado tóxico, y depositado en zonas cerca de la boca del Golfo de California (LAP). Con esta información, podemos inferir que los contaminantes, como los MPs, pueden provenir de diferentes sitios lejanos o cercanos a los sitios de muestreo, tanto de las costas dentro del Golfo o ser transportados por el intercambio de agua entre el Océano Pacífico y el Golfo de California por medio de corrientes marinas superficiales, aunque dilucidar el origen exacto de las partículas encontradas en este estudio es una cuestión compleja. Existen dos estudios que han evaluado la biodisponibilidad de los MPs en aguas superficiales en zonas cercanas a la boca del Golfo (Fossi *et al.*, 2016; Fossi *et al.*, 2017), pero son nulos los reportes que han evaluado la dinámica y el movimiento de estas partículas dentro del Golfo. Es por ello que se requiere de más investigación sobre esta cuestión, ya que, conociendo los lugares con mayor abundancia de MPs, podríamos conocer el grado de biodisponibilidad para las especies marinas, como lo es el lobo marino de California.

6.4.6. Microplásticos Atmosféricos

Varios estudios han sugerido que los MPs atmosféricos podrían ser una de las fuentes de partículas que se encuentran en el contenido del tracto gastrointestinal y las heces de los mamíferos marinos (Lusher *et al.*, 2017; Lusher *et al.*, 2018). Este es un punto a considerar, ya que los MPs suspendidos en la atmósfera se han reportado en grandes zonas urbanas, en zonas remotas y en zonas montañosas (Liu *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2019; Evangelidou *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2020), pero hasta nuestro conocimiento, no se ha evaluado su aporte en el medio marino. Es necesaria una cuantificación y clasificación de MPs atmosféricos que provengan de la tierra (p. ej. partículas derivadas de bolsas de plástico), ya que estos son transportados vía atmósfera y son depositados en grandes cuerpos de agua o ríos y arroyos, y de esta manera se vuelven biodisponibles en la columna de agua, a lo mismo que en las costas, islas e islotes. Actualmente se desconoce el nivel de exposición aproximada de MPs atmosféricos en los animales de vida silvestre que residen en las islas del Golfo de California, entre ellos está el lobo marino de California, un análisis de los pulmones y vías respiratorias de individuos varados podría ser una posibilidad de investigación, al mismo tiempo que se realice un monitoreo de los niveles de MPs atmosféricos dentro del Golfo.

6.4.7. Salud Humana

Generalmente, cuando las aguas son productivas no solamente la fauna silvestre las aprovecha, como en el caso de los lobos marinos, si no también llegan a sustentar pesquerías muy importantes (Mellink y Romero-Saavedra, 2005). Este estudio reporta un número significativo de P-MPs consumidos por un depredador tope y esto podría considerarse en relación con tener implicaciones en la salud de los seres humanos, debido a que, como se mencionó en una sección anterior, es posible que su concentración haya sido debido a una transferencia trófica. Por ejemplo, peces y/o mariscos que se consumen completos, incluyendo el tracto gastrointestinal de la presa, han sido reportados de contener MPs (Rochman *et al.*, 2015, Lozano-Hernández, 2020). Es difícil determinar si estas partículas nos afectan como consumidores, por ello se requiere de mayor

investigación en esta cuestión para entender el alcance de la exposición e impactos de la ingesta de MPs en los seres humanos.

7. CONCLUSIÓN

Se encontraron P-MPs en las heces del lobo marino de California de seis loberas del Golfo de California. Los resultados mostraron que hay una diferencia significativa en la concentración de partículas entre las loberas analizadas de este estudio, siendo la Isla San Pedro Mártir (clasificación oceánica) la que presenta la mayor concentración de P-MPs y la Isla San Pedro Nolasco (clasificación intermedia) la que muestra una menor concentración. Esto da un resultado opuesto a la hipótesis propuesta, donde se asumía que los sitios de clasificación continental e intermedia con una mayor presión por la población, presentarían mayor concentración de partículas que los que se encontrarían en los sitios de clasificación oceánica. Esto indica que posiblemente hay otros factores que determinan su distribución en el Golfo de California, que podría ser resultado de la circulación superficial de las corrientes marinas, de un posible aporte via atmosférica o debido a la dispersión de los P-MPs por los lobos marinos las hayan transportado hacia estos sitios desde sus zonas de alimentación.

La morfometría dominante de las partículas de P-MPs en las heces de los lobos marinos del Golfo de California fueron las fibras (91%) de color azul (53%), con un rango de tamaño dominante de 500 a 1000 μm (27%). A pesar de que desconocemos la ruta de ingestión, varios estudios previos sugieren el planteamiento de la transferencia trófica de partículas a estos depredadores tope, así como también de la ingesta incidental de partículas mientras están alimentándose. La presencia documentada de las partículas potenciales de ser de origen plástico en este trabajo sugiere la necesidad de estudios más profundos de la correlación entre estos contaminantes y las poblaciones del lobo marino de California dentro del Golfo de California.

8. RECOMENDACIONES

1. Proceder con la caracterización química por método de espectrofotometría de transformada de Fourier (FT-IR) de las partículas encontradas en este estudio para confirmar el tipo de polímero y dilucidar su posible origen.
2. Priorizar la investigación sobre la distribución y abundancia de partículas de plástico en las pesquerías del Golfo de California, ya que la información en relación con este contaminante en esta zona es prácticamente nula y es necesario conocer los efectos adversos de su bioacumulación.

9. REFERENCIAS

- Alava, J. J. 2020. Modeling the Bioaccumulation and Biomagnification Potential of Microplastics in a Cetacean Foodweb of the Northeastern Pacific: A Prospective Tool to Assess the Risk Exposure to Plastic Particles. *Frontiers in Marine Science*. 7:566101.
- Alejo-Plata, M. del C., Herrera-Galindo, E., and Cruz-González, D.G. 2019. Description of buoyant fibers adhering to *Argonauta nouryi* (Cephalopoda: Argonautidae) collected from the stomach contents of three top predators in the Mexican South Pacific. *Marine Pollution Bulletin*. 142:504–509.
- Álvarez-Borrego, S. 1983. Gulf of California. En: B. H. Ketchum (Ed.). *Estuaries and enclosed seas*. Elsevier Ltd, Amsterdam, 427–449 pp.
- Álvarez-Borrego, S. 2002. Physical Oceanography. En: T. J. Case, M. L. Cody, and E. Ezcurra (Eds.), *A new island biogeography of the Sea of Cortez* Oxford University Press, New York, 41–59 pp.
- Álvarez-Zeferino, J. C., Ojeda-Benítez, S., Cruz-Salas, A. A., Martínez-Salvador, C., and Vázquez-Morillas, A. 2020. Microplastics in Mexican beaches. *Resources, Conservation and Recycling*. 155:104633.
- Amélineau, F., Bonnet, D., Heitz, O., Mortreux, V., Harding, A.M.A., Karnovsky, N., Walkusz, W., Fort, J., and Grémillet, D. 2016. Microplastic pollution in the Greenland Sea: background levels and selective contamination of planktivorous diving seabirds. *Environmental Pollution*. (219):1131–1139.
- Andrady, A. L. 2011. Microplastics in the Marine Environment. *Marine Pollution Bulletin*. 62(8):1596–1605.
- Arthur, C., Baker, J., and Bamford, H. 2009. Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. Sept 9-11, 2008. (NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30). U.S. Department of Commerce.
- Aurioles-Gamboa, D., Fox, C., Sinsel, F., and Tanos, G. 1984. Prey of the California Sea Lion (*Zalophus californianus*) in the Bay of La Paz, Baja California Sur, Mexico. *Journal of Mammalogy*. 65(3):519–521.
- Aurioles-Gamboa, D. and Zavala-González, A. 1994. Algunos factores ecológicos que determinan la distribución y abundancia del lobo marino *Zalophus californianus*, en el Golfo de California. *Ciencias Marinas*. 20(4):535–553.
- Barba-Acuña, I. D. (2015). Estructura poblacional y alimentaria del lobo marino de California *Zalophus californianus* (Lesson, 1828), en la Isla San Pedro Nolasco, Golfo de California. Universidad de Sonora (UNISON), Hermosillo, Sonora, México.
- Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., and Barlaz, M. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 364(1526):1985–1998.
- Batel, A., Linti, F., Scherer, M., Erdinger, L., and Braunbeck, T. 2016. Transfer of benzo[a]pyrene

from microplastics to *Artemia nauplii* and further to zebrafish via a trophic food web experiment: CYP1A induction and visual tracking of persistent organic pollutants. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 35:1656–1666.

- Bessa, F., Ratcliffe, N., Otero, V., Sobral, P., Marques, J. C., Waluda, C. M., Trathan, P. N., and Xavier, J. C. 2019. Microplastics in gentoo penguins from the Antarctic region. *Scientific Reports*. 9(1):1–7.
- Besseling, E., Foekema, E. M., Van Franeker, J. A., Leopold, M. F., Kühn, S., Bravo Rebolledo, E. L., Heße, E., Mielke, L., IJzer, J., Kamminga, P., and Koelmans, A. A. 2015. Microplastic in a macro filter feeder: Humpback whale *Megaptera novaeangliae*. *Marine Pollution Bulletin*. 95(1):248–252.
- Besseling, E., Quik, J. T. K., Sun, M., and Koelmans, A. A. 2017. Fate of nano- and microplastic in freshwater systems: A modeling study. *Environmental Pollution*. 220:540–548.
- Blight, L. K., and Burger, A. E. 1997. Occurrence of plastic particles in seabirds from the eastern North Pacific. *Marine Pollution Bulletin* 34(5):323–325.
- Boerger, C. M., Lattin, G. L., Moore, S. L., and Moore, C. J. 2010. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*. 60(12):2275–2278.
- Bourdages, M. P. T., Provencher, J. F., Sudlovenick, E., Ferguson, S. H., Young, B. G., Pelletier, N., Murphy, M. J. J., D’Addario, A., and Vermaire, J. C. 2020. No plastics detected in seal (*Phocidae*) stomachs harvested in the eastern Canadian Arctic. *Marine Pollution Bulletin*. 150:110772.
- Bowen, T. 2000. Unknown Island: Seri Indians, Europeans, and San Esteban Island in the Gulf of California. University of New Mexico Press. 1st Ed. Albuquerque, New Mexico. 548 pp.
- Brassea-Pérez, E. (2014). Hábitos alimentarios de las hembras de lobo marino de California (*Zalophus californianus* Lesson, 1828) durante la lactancia en la Isla San Pedro Nolasco, Sonora. Universidad de Sonora (UNISON), Hermosillo, Sonora, México.
- Bravo-Rebolledo, E. L., Van-Franeker, J. A., Jansen, O. E., and Brasseur, S. M. J. M. 2013. Plastic ingestion by harbour seals (*Phoca vitulina*) in The Netherlands. *Marine Pollution Bulletin*. 67(1–2):200–202.
- Buchanan, J. B. 1971. Pollution by Synthetic: Fibres Oiled Birds in Holland. *Marine Pollution Bulletin*. 2:23.
- Burton, Jr. G. A. 2017. Stressor Exposures Determine Risk: So, Why Do Fellow Scientists Continue to Focus on Superficial Microplastics Risk? *Environmental Science and Technology*. 51(23):13515–13516.
- Cardelli, L. R., Pancaldi, F., Galván-Magaña, F., and Whitehead, D. A. 2021. A First Comparison of Microplastics Abundance between Two Whale Shark Feeding Areas of the Gulf of California, Mexico. *Environmental Science and Pollution Research*. 1–12.
- Carlin, J., Craig, C., Little, S., Donnelly, M., Fox, D., Zhai, L., and Walters, L. 2020. Microplastic accumulation in the gastrointestinal tracts in birds of prey in central Florida, USA. *Environmental Pollution*. 264:114633.
- Carpenter, E. J. and Smith, K. L. 1972. Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*.

175(4027):1240–1241.

- Castro, R. O., Silva, M. L., Marques, M. R. C., and de Araújo, F. V. 2016. Evaluation of microplastics in Jurujuba Cove, Niterói, RJ, Brazil, an area of mussels farming. *Marine Pollution Bulletin*. 110(1):555–558.
- Castro-Zarate, E. X. (2019). Análisis cuantitativo de microplásticos de tamaño 0.5 a 5 mm en sedimentos costeros del norte del Caribe mexicano (Tesis de pregrado). Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Ciudad de México.
- Cheung, L. T. O., Lui, C. Y., and Fok, L. 2018. Microplastic contamination of wild and captive flathead grey mullet (*Mugil cephalus*). *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 15(4):1–11.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., and Galloway, T. S. 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science and Technology*. 47(12):6646–6655.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., and Galloway, T.S. 2011. Microplastics as a contaminant in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*. 62(12):2588–2597.
- Cole, M., Webb, H., Lindeque, P. K., Fileman, E. S., Halsband, C., and Galloway, T. S. 2014. Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. *Scientific Reports*. 4:1–8.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., and Galloway, T. S. 2015. The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. *Environmental Science and Technology*. 49(2):1130–1137.
- Collins, C. A., Garfield, N., Mascarenhas, A. S., Spearman, M. G., and Rago, T. A. 1997. Ocean currents across the entrance to the Gulf of California. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 102(C9):20927–20936.
- CONANP. 2007. Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera Isla San Pedro Mártir México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 1ª Edición. 216 pp.
- Critchell, K. and Hoogenboom, M. O. 2018. Effects of microplastic exposure on the body condition and behaviour of planktivorous reef fish (*Acanthochromis polyacanthus*). *PLoS One*. 13:1–19.
- Crutchett, T., Paterson, H., Ford, B. M., and Speldewinde, P. 2020. Plastic Ingestion in Sardines (*Sardinops sagax*) From Frenchman Bay, Western Australia, Highlights a Problem in a Ubiquitous Fish. *Frontiers in Marine Science*. 7:1–13.
- Das, K., Debacker, V., Pillet, S., and Bouquegneau, J. M. 2003. Heavy metals in marine mammals. En: J. V. Vos, G. D. Bossart, M. Fournier, and T. O'Shea (Eds.). *Toxicology of Marine Mammals*. Taylor and Francis Publishers, Washington, DC. 135–167 pp.
- Davison, P. and Asch, R.G., 2011. Plastic ingestion by mesopelagic fishes in the North Pacific Subtropical Gyre. *Marine Ecology Progress Series*. 432:173–180.
- Denuncio, P., Mandiola, M. A., Pérez Salles, S. B., Machado, R., Ott, P. H., De Oliveira, L. R., and Rodriguez, D. 2017. Marine debris ingestion by the South American Fur Seal from the Southwest Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*. 122(1–2):420–425.

- de Sá, L. C., Luís, L. G., and Guilhermino, L. 2015. Effects of microplastics on juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*): Confusion with prey, reduction of the predatory performance and efficiency, and possible influence of developmental conditions. *Environmental Pollution*. 196:359–362.
- Derraik, J. G. B. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. *Marine Pollution Bulletin*. 44(9):842–852.
- De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K., and Robbens, J. 2014. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*. 85(1):146–155.
- Donohue, M. J., Masura, J., Gelatt, T., Ream, R., Baker, J. D., Faulhaber, K., and Lerner, D. T. 2019. Evaluating exposure of northern fur seals, *Callorhinus ursinus*, to microplastic pollution through fecal analysis. *Marine Pollution Bulletin*. 138:213–221.
- Duncan, E. M., Broderick, A. C., Fuller, W. J., Galloway, T. S., Godfrey, M. H., Hamann, M., Limpus, C. J., Lindeque, P. K., Mayes, A. G., Omeyer, L. C. M., Santillo, D., Snape, R. T. E., and Godley, B. J. 2019. Microplastic ingestion ubiquitous in marine turtles. *Global Change Biology*. 25(2):744–752.
- Égido-Villarreal, J., Coria-Galindo, E. M., and Gallo-Reynoso, J. P. 2007. Modifications to the restriction method of Gentry and Casanas for otariid pups. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 78(1):213–216.
- Elorriaga-Verplancken, F. and Aurióles-Gamboa, D. 2008. Trace metal concentrations in the hair of *Zalophus californianus* pups and their relation to feeding habits. *Biological Trace Element Research*. 126(1–3):148–164.
- Elorriaga-Verplancken, F. R., Blanco-Jarvio, A., Silva-Segundo, C. A., Paniagua-Mendoza, A., Rosales-Nanduca, H., Robles-Hernández, R., Mote-Herrera, S., Amador-Capitanachi, M. J., and Sandoval-Sierra, J. 2020. Southern elephant seal (*Mirounga leonina*) in the Gulf of California: Genetic confirmation of the northernmost record to date. *Aquatic Mammals*. 46(2):137–145.
- Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borrorro, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G., and 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.
- Eriksson, C. and Burton, H. 2003. Origins and Biological Accumulation of Small Plastic Particles in Fur Seals from Macquarie Island. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*. 32(6):380.
- Esperón-Rodríguez, M. and Gallo-Reynoso, J. P. 2013. Juvenile and subadult feeding preferences of the Guadalupe fur seal (*Arctocephalus townsendi*) at San Benito Archipelago, Mexico. *Aquatic Mammals*. 39(2):125–131.
- Evangelidou, N., Grythe, H., Klimont, Z., Heyes, C., Eckhardt, S., Lopez-Aparicio, S., and Stohl, A. 2020. Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions. *Nature Communications*. 11:3381.
- Farrell, P. and Nelson, K. 2013. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to

Carcinus maenas (L.). *Environmental Pollution*. 177:1–3.

- Felger, R. S., Wilder, B. T., and Gallo-Reynoso, J. P. 2011. Floristic diversity and long-term vegetation dynamics of San Pedro Nolasco Island, Gulf of California, Mexico. *Proceedings of the San Diego Society of Natural History*. 43:1–42.
- Foekema, E. M., Gruijter, C. De, Mergia, M. T., Franeker, J. A. Van, Murk, A. J., and Koelmans, A. A. 2013. Plastic in North Sea Fish. *Environmental Science and Technology*. 47:8818–8824.
- Fossi, M. C., Bains, M., Panti, C., Galli, M., Jiménez, B., Muñoz-Arnanz, J., Marsili, L., Finoia, M. G., and 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 and Pharmacology*. 199:48–58.
- Fossi, M. C., Marsili, L., Bains, M., Giannetti, M., Coppola, D., Guerranti, C., Caliani, I., Minutoli, R., Lauriano, G., Finoia, M. G., Rubegni, F., Panigada, S., Bérubé, M., Urbán Ramírez, J., and Panti, C. 2016. Fin whales and microplastics: The Mediterranean Sea and the Sea of Cortez scenarios. *Environmental Pollution*. 209:68–78.
- Fossi, M. C., Bains, M., Panti, C., and Baulch, S. 2018. Impacts of Marine Litter on Cetaceans: A Focus on Plastic Pollution. En: M. C. Fossi and C. Panti (Eds.). *Marine Mammal Ecotoxicology: Impacts of Multiple Stressors on Population Health*. Academic Press, London, United Kingdom, 147–184 pp.
- Gago, J., Carretero, O., Filgueiras, A. V., and Viñas, L. 2018. Synthetic microfibers in the marine environment: A review on their occurrence in seawater and sediments. *Marine Pollution Bulletin*. 127:365–376.
- Gallagher, A., Rees, A., Rowe, R., Stevens, J., and Wright, P. 2016. Microplastics in the Solent estuarine complex, UK: An initial assessment. *Marine Pollution Bulletin*. 102(2):243–249.
- Galgani, F., Oosterbaan, L., Poitou, I., Hanke, G., Thompson, R., Amato, E., Janssen, C., Galgani, F., Fleet, D., Franeker, J. Van, Katsanevakis, S., and Maes, T. 2010. Marine Strategy Framework Directive: Task Group 10 Report Marine Litter. En: *Group*. (Número 31210).
- Galgani, F., Hanke, G., and Maes, T. 2015. Global distribution, composition and abundance of marine litter. En: M. Bergman, L. Gutow, and M. Klages (Eds.). *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, Berlin, 29–56 pp.
- Gallo-Reynoso, J. P. 1989. El bonito (*Euthynnus lineatus*) (Scombridae) como alimento por toninas (*Tursiops truncatus gilli*) (Delphinidae) y por lobo marino (*Zalophus californianus*): (Otariidae). *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoológica*. 60(1):125–127.
- Gallo-Reynoso, J. P. 1991. Group behavior of common dolphins (*Delphinus delphis*) during prey capture. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoológica*. 62(2):253–262.
- Gallo-Reynoso, J. P. 2003. Mortandad de mamíferos marinos en el área de Guaymas debido a la interacción con las pesquerías. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C., Unidad Guaymas. 34 pp.

- Gallo-Reynoso, J. P. and Solórzano-Velasco, J. L., 1991. Two New Sightings of California Sea Lions on the Southern Coast of Mexico. *Marine Mammal Science*. 7(1):96.
- Gallo-Reynoso, J. P., Barba-Acuña, I. D., Villegas-Amtmann, S., Coria-Galindo, E., and Ortega-Borchardt, J. A. 2018. Protección y conservación de las tres especies de pinnípedos de Isla Guadalupe y la detección de sus principales amenazas vinculadas a sus procesos reproductivos, de reclutamiento y alimentación. (Reporte técnico SGPA/DGVS/005255/18 (CONANP)). Programa de Recuperación y Repoblación de Especies en Riesgo (PROCER).
- Gallo-Reynoso, J. P., Felger, R. S., and Wilder, B. T. 2012. Near colonization of a desert island by a tropical bird: Military macaw (*Ara militaris*) at Isla San Pedro Nolasco, Sonora, Mexico. *Southwestern Naturalist*. 57(4):459–462.
- Gallo-Reynoso, J. P., Maravilla-Chávez, M. O., and Navarro-Serment, C. J. 2010. New records of non-resident pinnipeds from the Gulf of California, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 81:209–213.
- Galván-Magaña, F., Hoyos-Padilla, E. M., Navarro-Serment, C. J., and Márquez-Farías, F. 2010. Records of white shark, *Carcharodon carcharias*, in the Gulf of California, Mexico. *Marine Biodiversity Records*. 3:1–6.
- García-Garín, O., García-Cuevas, I., Drago, M., Rita, D., Parga, M., Gazo, M., and Cardona, L. 2020. No evidence of microplastics in Antarctic fur seal scats from a hotspot of human activity in Western Antarctica. *Science of the Total Environment*. 737:140210.
- García-Hernández, J. 2019. Ecotoxicología en las zonas costeras del Golfo de México, Caribe y Pacífico Mexicanos. En: A. Botello and S. Villanueva (Eds.). Las Costas Mexicanas, Contaminación, Impacto Ambiental, Vulnerabilidad y Cambio Climático. UAC, UNAM, México, 1–26 pp.
- García-Hernández, J., Aguilera-Márquez, D., and Leyva-García, G. 2011. Protocolo de monitoreo: Calidad de agua en Isla San Pedro Mártir. 34 pp.
- García-Hernández, J., Hurtado, L. A., Leyva-García, G., Güido-Moreno, A., Aguilera-Márquez, D., Mazzei, V., and Ferrante, M. 2015. Isopods of the genus *Ligia* as potential biomonitors of trace metals from the Gulf of California and pacific coast of the Baja California peninsula. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 112:177–185.
- Gassel, M., Harwani, S., Park, J. S., and Jahn, A. 2013. Detection of nonylphenol and persistent organic pollutants in fish from the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin* 73(1): 231–242.
- GESAMP. 2020. Proceedings of the GESAMP International Workshop on assessing the risks associated with plastics and microplastics in the marine environment (Kershaw, P.J., Carney Almroth, B., Villarrubia-Gómez, P., Koelmans, A.A., and Gouin, T., eds.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/ UNEP/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). 62 pp.
- Geyer, R., Jambeck, J. R., and Lavander-Law, K. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*. 3:e1700782.
- Gómez-Hernández, I. R. (2016). Efecto de los microplásticos de polivinil cloruro (PVC) y del fluoranteno en *Eupolyornia rullieri* e *Iognomon alatus*, dos especies del macrobentos del

Caribe mexicano (Tesis de maestría). Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Ciudad de México.

- Grellier, K. and Hammond, P. S. 2006. Robust digestion and passage rate estimates for hard parts of grey seal (*Halichoerus grypus*) prey. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 63(9):1982–1998.
- Guevara-Medina, M. A., Castillo-Guerrero, J. A., and González-Bernal, M. A. 2008. Presencia y abundancia de aves de la Isla Farallón de San Ignacio, Sinaloa. *Huitzil*. 9(2):20–28.
- Gutiérrez, G. and González, J. GüI., 1999. Predicciones de mareas de 1990: estaciones mareográficas del CICESE, Informe Técnico OC-89-01. CICESE, Ensenada.
- Güven, O., Gökdağ, K., Jovanović, B. and Kıdeyş, A. E. 2017. Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. *Environmental Pollution*. 223:286–294.
- Hall, N. M., Berry, K. L. E., Rintoul, L., and Hoogenboom, M. O. 2015. Microplastic ingestion by scleractinian corals. *Marine Biology*. 162(3):725–732.
- Hernández-Milian, G., Lusher, A. L., MacGibbon, S., and Rogan, E. 2019. Microplastics in grey seal (*Halichoerus grypus*) intestines: Are they associated with parasite aggregations? *Marine Pollution Bulletin*. 146:349–354.
- Hernández-Montoya, J. C. (2019). Ecología poblacional de Albatros de Laysan (*Phoebastria immutabilis*), para su manejo y conservación en la Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe, México (Tesis doctoral). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. (CIBNOR), La Paz, Baja California Sur, México.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., and Thiel, M. 2012. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science and Technology*. 46(6):3060–3075.
- Hoarau, L., Ainley, L., Jean, C., and Ciccione, S. 2014. Ingestion and defecation of marine debris by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from by-catches in the South-West Indian Ocean. *Marine Pollution Bulletin*. 84(1–2):90–96.
- Hoyos-Padilla, E. M. and Gallo-Reynoso, J. P. 2015. Occasional presence of a California sea lion (*Zalophus californianus*) at Isla Roca Partida, Revillagigedo Archipelago, México. *Therya*. 6:489–494.
- Huang, W., Song, B., Liang, J., Niu, Q., Zeng, G., Shen, M., Deng, J., Luo, Y., Wen, X., and Zhang, Y. 2021. Microplastics and associated contaminants in the aquatic environment: A review on their ecotoxicological effects, trophic transfer, and potential impacts to human health. *Journal of Hazardous Materials*. 405:124187.
- Hudak, C. A. and Sette, L. 2019. Opportunistic detection of anthropogenic micro debris in harbor seal (*Phoca vitulina vitulina*) and gray seal (*Halichoerus grypus atlantica*) fecal samples from haul-outs in southeastern Massachusetts, USA. *Marine Pollution Bulletin*. 145:390–395.
- Hume, F., Hindell, M. A., Pemberton, D., and Gales, R. 2004. Spatial and temporal variation in the diet of a high trophic level predator, the Australian fur seal (*Arctocephalus pusillus doriferus*). *Marine Biology*. 144(3):407–415.

- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., and Lavander-Law, K. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*. 347:768-771.
- Jonathan, M. P., Sujitha, S. B., Rodriguez-Gonzalez, F., Campos Villegas, L. E., Hernández-Camacho, C. J., and Sarkar, S. K. 2021. Evidences of microplastics in diverse fish species off the Western Coast of Pacific Ocean, Mexico. *Ocean and Coastal Management*. 204:105544.
- Kannan, K., Blankenship, A. L., Jones, P. D., and Giesy, J. P. 2000. Toxicity reference values for the toxic effects of polychlorinated biphenyls to aquatic mammals. *Human and Ecological Risk Assessment*. 6(1):181–201.
- Kühn, S., Bravo-Rebolledo, E. L., and van Franeker, J. A. 2015. Deleterious Effects of Litter on Marine Life. En: M. Bergman, L. Gutow, and M. Klages (Eds.). *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, Berlin, 75–116 pp.
- Laist, D. W. 1997. Impacts of Marine Debris: Entanglement of Marine Life in Marine Debris Including a Comprehensive List of Species with Entanglement and Ingestion Records. En: J. M. Coe and D. B. Rogers (Eds.). *Marine Debris: Sources, Impacts, and Solutions*. Braun-Brumfield, Inc, Ann Arbor, MI, 99–119 pp.
- Lavander-Law, K. 2017. Plastics on the marine environment. *Annual Review of Marine Science*. 9:205–229.
- Lehnert, K., Desforges, J.-P., Das, K., and Siebert, U. 2018. Ecotoxicological Biomarkers and Accumulation of Contaminants in Pinnipeds. En: M. C. Fossi and C. Panti (Eds.). *Marine Mammal Ecotoxicology: Impacts of Multiple Stressors on Population Health*. Academic Press, London, United Kingdom, 261–289 pp.
- Lozano-Hernández, E. A. (2020). Cuantificación y caracterización de microplásticos presentes en el ostión de cultivo *Crassostea gigas* en Bahía de Todos Santos y Bahía San Quintín (Tesis de maestría). Universidad Autónoma de Baja California (UABC), Ensenada, Baja California, México.
- Lowry, M. S., Stewart, B. S., Heath, C. B., Yochem, P. K., and Francis, J. M. 1991. Seasonally and annual variability in the diet of California sea lion *Zalophus californianus* at San Nicolás Island, California, 1981-86. *Fishery Bulletin*. 89(2):331-336.
- Lluch-Cota, S. E., Aragón-Noriega, E. A., Arreguín-Sánchez, F., Aurióles-Gamboa, D., Jesús Bautista-Romero, J., Brusca, R. C., Cervantes-Duarte, R., Cortés-Altamirano, R., Del-Monte-Luna, P., Esquivel-Herrera, A., Fernández, G., Hendrickx, M. E., Hernández-Vázquez, S., Herrera-Cervantes, H., Kahru, M., Lavín, M., Lluch-Belda, D., Lluch-Cota, D. B., López-Martínez, J., ... Sierra-Beltrán, A. P. 2007. The Gulf of California: Review of ecosystem status and sustainability challenges. *Progress in Oceanography*. 73(1):1–26.
- Lavín, M. F. and Marinone, S. G. 2003. An Overview of the Physical Oceanography of the Gulf of California. En: O. U. Velasco-Fuentes, J. Sheinbaum, and J. Ochoa (Eds.). *Nonlinear Processes in Geophysical Fluid Dynamics*. Kluwer Academic Publishers, Netherlands, 173–204 pp.
- Le Guen, C., Suaria, G., Sherley, R. B., Ryan, P. G., Aliani, S., Boehme, L., and Brierley, A. S. 2020. Microplastic study reveals the presence of natural and synthetic fibres in the diet of

- King Penguins (*Aptenodytes patagonicus*) foraging from South Georgia. *Environment International*. 134:105303.
- Levinton, J. S. 2009. Marine biology: function, biodiversity, ecology. Oxford University Press, Inc. New York, New York. 640 pp.
- Liu, K., Wang, X., Wei, N., Song, Z., and Li, D. 2019. Accurate quantification and transport estimation of suspended atmospheric microplastics in megacities: Implications for human health. *Environment International*. 132:105127.
- Lusher, A. L. and Hernández-Milian, G. 2018. Microplastic Extraction from Marine Vertebrate Digestive Tracts, Regurgitates and Scats: A Protocol for Researchers from All Experience Levels. *Bio-Protocol*. 8(22).
- Lusher, A. L., Hernandez-Milian, G., Berrow, S., Rogan, E., and O'Connor, I. 2018. Incidence of marine debris in cetaceans stranded and bycaught in Ireland: Recent findings and a review of historical knowledge. *Environmental Pollution*. 232:467–476.
- Lusher, A.L., Hernandez-Milian, G., O'Brien, J., Berrow, S., O'Connor, I., and Officer, R. 2015. Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: the True's beaked whale *Mesoplodon mirus*. *Environmental Pollution*. 199:185–191.
- Lusher, A. L., O'Donnell, C., Officer, R., and O'Connor, I. 2016. Microplastic interactions with North Atlantic mesopelagic fish. *ICES Journal of Marine Science*. 73(4):1214–1225.
- Lusher, A. L., Welden, N. A., Sobral, P., and Cole, M. 2017. Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Analytical Methods*. 9(9):1346–1360.
- Mahrt, J. L. 1979. Hematozoa of Lizards from Southeastern Arizona and Isla San Pedro Nolasco, Gulf of California, Mexico. *The Journal of Parasitology*. 65(6):972–975.
- Marine & Environmental Research Institute. 2015. Guide to Microplastic Identification. Center of Environmental Studies, Maine, USA. 14 pp.
- Marinone, S. G. 2003. A three-dimensional model of the mean and seasonal circulation of the Gulf of California. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 108(10):1–68.
- Massos, A. and Turner, A. 2017. Cadmium, lead and bromine in beached microplastics. *Environmental Pollution*. 227:139–145.
- Mellink, E. and Romero-Saavedra, A. L. 2005. Dieta del lobo marino de California, *Zalophus californianus* Lesson, 1828), en la Isla San Jorge, en el norte del Golfo de California, México, 1998-1999. *Ciencias Marinas*. 31(2):369–377.
- Méndez, L., Acosta, B., Álvarez-Castañeda, S. T., and Lechuga-Devéze, C. H. 1998. Trace metal distribution along the southern coast of Bahía de La Paz (Gulf of California), Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 61(5):616–622.
- Miles, A. K. and Hills, S., 1994. Metals in diet of Bering Sea walrus: *Mya* sp. as a possible transmitter of elevated cadmium and other metals. *Marine Pollution Bulletin*. 28:456–458.
- Miller, R. Z., Watts, A. J. R., Winslow, B. O., Galloway, T. S., and Barrows, A. P. W. 2017. Mountains to the sea: River study of plastic and non-plastic microfiber pollution in the northeast USA. *Marine Pollution Bulletin*. 124(1):245–251.
- Nelms, S. E., Galloway, T. S., Godly, B. J., Jarvis, D. S., and Lindeque, P. K. 2018. Investigating

- microplastic trophic transfer in marine top predators. *Environmental Pollution*. 238:999–1007.
- Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J. L., and Pereira, T. 2015. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*. 101(1):119–126.
- Niño-Torres, C. A., Gardner, S. C., Zenteno-Savín, T., and Ylitalo, G. M. 2009. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in California sea lions (*Zalophus californianus californianus*) from the Gulf of California, México. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 56(2):350–359.
- Obbard, W. W., Sadri, S., Wong, Y. Q., Khitun, A. A., Baker, I., and Thompson, R. C. 2014. Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. *Earth's Future*. 2:315–320.
- Olavarrieta-García, T. (2017). Abundancia de microplásticos en la Bahía de La Paz y niveles de ftalatos en el Rorcual Común (*Balaenoptera physalus*) (Tesis de maestría). Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS), La Paz, Baja California Sur, México.
- Ortega-Ortiz, C. D., Elorriaga-Verplancken, F. R., Rodríguez-Téllez, L., Olivos-Ortiz, A., and Gaviño-Rodríguez, J. H., 2013. First record of a neonate California sea lion (*Zalophus californianus*) in Manzanillo, Colima, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 84:705–708.
- Ory, N. C., Gallardo, C., Lenz, M., and Thiel, M. 2018. Capture, swallowing, and egestion of microplastics by a planktivorous juvenile fish. *Environmental Pollution*. 240:566–573.
- Pelamatti, T., Rios-Mendoza, L. M., Hoyos-Padilla, E. M., Galván-Magaña, F., De Camillis, R., Marmolejo-Rodríguez, A. J., and González-Armas, R. 2021. Contamination knows no borders: Toxic organic compounds pollute plastics in the biodiversity hotspot of Revillagigedo Archipelago National Park, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 170:112623.
- Pérez-Venegas, D. J., Seguel, M., Pavés, H., Pulgar, J., Urbina, M., Ahrendt, C., and Galbán-Malagón, C. 2018. First detection of plastic microfibers in a wild population of South American fur seals (*Arctocephalus australis*) in the Chilean Northern Patagonia. *Environmental Pollution*. 136:50–54.
- Pérez-Venegas, D. J., Toro-Valdivieso, C., Ayala, F., Brito, B., Iturra, L., Arriagada, M., Seguel, M., Barrios, C., Sepúlveda, M., Oliva, D., Cárdenas-Alayza, S., Urbina, M. A., Jorquera, A., Castro-Nallar, E., and Galbán-Malagón, C. 2020. Monitoring the occurrence of microplastic ingestion in Otariids along the Peruvian and Chilean coasts. *Marine Pollution Bulletin*. 153:110966.
- Piñón-Colin, T. de J., Rodríguez-Jiménez, R., Pastrana-Corral, M. A., Rogel-Hernández, E., and Wakida, F. T. 2018. Microplastics on sandy beaches of the Baja California Peninsula, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 131:63–71.
- Plastics-Europe. 2020. Plastics – the Facts 2020. Brussels, Belgium. Recuperado de <https://www.plasticseurope.org/en/resources/market-data>.
- Provencher, J. F., Vermaire, J. C., Avery-Gomm, S., Braune, B. M., and Mallory, M. L. 2018. Garbage in guano? Microplastic debris found in faecal precursors of seabirds known to ingest plastics. *Science of the Total Environment*. 644:1477–1484.
- Ramírez-Álvarez, N., Ríos-Mendoza, L. M., Macías-Zamora, J. V., Oregel-Vázquez, L., Álvarez-

- Aguilar, A., Hernández-Guzmán, F. A., Sánchez-Osorio, J. L., Moore, C. J., Silva-Jiménez, H., and 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.
- Reijnders, P. J. H. and de Ruiter-Dijkman, E. M., 1995. Toxicological and epidemiological significance of pollutants in marine mammals. *Developments in Marine Biology*. 4:575–587.
- Retama, I., Jonathan, M. P., Shruti, V. C., Velumani, S., Sarkar, S. K., Roy, P. D., and 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.
- Riedman, M. 1990. The Pinnipeds: seals, sea lions, and walruses. University of California Press, Berkley and Los Angeles, California, 139 – 149; 167 – 168 pp.
- Ríos-Mendoza, L. M. and Balcer, M. 2019. Microplastics in freshwater environments: A review of quantification assessment. *Trends in Analytical Chemistry*. 113:402–408.
- Rochman, C. M. 2015. The complex mixture, fate and toxicity of chemicals associated with plastic debris in the marine environment. En: M. Bergmann., L. Gutow., and M. Klages (Eds.). *Marine anthropogenic litter*. Springer, Berlin, 117–140 pp.
- Rochman, C. M., Brookson, C., Bikker, J., Djuric, N., Earn, A., Bucci, K., Athey, S., Huntington, A., McIlwraith, H., Munno, K., Frond, H. De, Kolomijeca, A., Erdle, L., Grbic, J., Bayoumi, M., Borrelle, S. B., Wu, T., Santoro, S., Werbowski, L. M., ... Hung, C. 2019. Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 38(4):703–711.
- Rochman, C. M., Browne, M. A., Halpern, B. S., Hentschel, B. T., Hoh, E., Karapanagioti, H. K., Ríos-Mendoza, L. M., Takada, H., Teh, S., and Thompson, R. C. 2013. Classify plastic waste as hazardous. *Nature*. 494:169–171.
- Rochman, C. M., Tahir, A., Williams, S. L., Baxa, D. V., Lam, R., Miller, J. T., Teh, F. C., Werorilangi, S., and Teh, S. J. 2015. Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific Reports*. 5:1–10.
- Roden, G. I. 1958. Oceanographic and Meteorological Aspects of the Gulf of California. *Pacific Science*. 12(1):21–45.
- Rosas-Luis, R. 2016. Description of plastic remains found in the stomach contents of the jumbo squid *Dosidicus gigas* landed in Ecuador during 2014. *Marine Pollution Bulletin*. 113:302–305.
- Ryan, P. G., de Bruyn, P. J. N., and Bester, M. N. 2016. Regional differences in plastic ingestion among Southern Ocean fur seals and albatrosses. *Marine Pollution Bulletin*. 104(1–2):207–210.
- Salman, A., Bilecenoglu, M., and Güçlüsoy, H. 2001. Stomach contents of two Mediterranean monk seals (*Monachus monachus*) from the Aegean Sea, Turkey. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 81(4):719–720.
- Savoca, M. S., Wohlfeil, M. E., Ebeler, S. E., and Nevitt, G. A. 2016. Marine plastic debris emits a keystone infochemical for olfactory foraging seabirds. *Science Advances*. 2(11):1–9.
- Shim, W.J., Hong, S.H., and Eo, S. 2018. Marine microplastics: Abundance, distribution, and

- composition. En: E. Y. Zeng (Ed). *Microplastic Contamination in Aquatic Environments: An Emerging Matter of Environmental Urgency*. Elsevier Inc., Amsterdam, 1–26 pp.
- Smith, E. B. 1985. A New Species of *Coreocarpus* (Compositae: Heliantheae) from San Pedro Nolasco Island, Mexico. *American Journal of Botany*. 72(4):626–628.
- Sverdrup, H. D., Johnson, W., and Fleming R. H. 1942. *The Oceans*. Prentice Hall, Inc., New York. 1087 pp.
- Szteren, D. and Aurióles-Gamboa, D. 2013. Elementos traza en hueso de *Zalophus californianus* en el Golfo de California: Una evaluación comparativa de áreas potencialmente contaminadas. *Ciencias Marinas*. 39(3):303–315.
- Tang, Y., Liu, Y., Chen, Y., Zhang, W., Zhao, J., He, S., Yang, C., Zhang, T., Tang, C., Zhang, C., and Yang, Z. 2021. A review: Research progress on microplastic pollutants in aquatic environments. *Science of the Total Environment*. 766:142572.
- Téllez-Alcántar, V. (2019). Contaminación por microplásticos en la zona sur y centro de las costas de Quintana Roo (Tesis de pregrado). Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Ciudad de México.
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., ... Takada, H. 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 364(1526):2027–2045.
- Thompson, R. C., Olson, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., and Russell, A. E. 2004. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*. 304(5672):838.
- Trites, A. W. 1997. The role of pinnipeds in the ecosystem. En: G. Stone, J. Goebel, and S. Webster (Eds.). *Pinniped populations, eastern north Pacific: status, trends and issues*. New England Aquarium, Conservation Department, Central Wharf, 31–39 pp.
- van Sebille, E., England, M. H., and Froyland, G. 2012. Origin, dynamics and evolution of ocean garbage patches from observed surface drifters. *Environmental Research Letters*. 7:1–6.
- Vázquez, O. A. and Rahman, M. S. 2021. An ecotoxicological approach to microplastics on terrestrial and aquatic organisms: A systematic review in assessment, monitoring and biological impact. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 84:103615.
- Wang, W., Ge, J., and Yu, X. 2020. Bioavailability and toxicity of microplastics to fish species: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 189: 109913.
- Weijs, L., Dirtu, A. C., Das, K., Gheorghe, A., Reijnders, P. J. H., Neels, H., Blust, R., and Covaci, A. 2009. Inter-species differences for polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in marine top predators from the Southern North Sea: Part 1. Accumulation patterns in harbour seals and harbour porpoises. *Environmental Pollution*. 157(2):437–444.
- Wilder, B. T., Felger, R. S., and Romero-Morales, H. 2008. Succulent plant diversity of the Sonoran Islands, Gulf of California, Mexico. *Haseltonia*. 14:127–160.
- Woodall, L. C., Sánchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G. L. J., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A. D., Narayanaswamy, B. E., and Thompson, R. C. 2014. The deep sea is a

major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science*. 1:140317.

Worm, B., Lotze, H. K., Jubinville, I., Wilcox, C., and Jambeck, J. R. 2017. Plastic as a Persistent Marine Pollutant. *Annual Review of Environment Resources*. 42:1–26.

Wright, S. L., Thompson, R. C., and Galloway, T. S. 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*. 178:483–492.

Yurkievich, G. and Sánchez-Crispín, Á. 2016. Estructura territorial de la actividad pesquera en Guaymas, Sonora. *Investigaciones Geográficas*. 2016(91):152–167.

Zavala-González, A. and Mellink, E. 1997. Entanglement of California sea lions, *Zalophus californianus californianus*, in fishing gear in the central-northern part of the Gulf of California, Mexico. *Fishery Bulletin*. 95(1):180-184.

Zhang, Y., Gao, T., Kang, S., and Sillanpää, M. 2019. Importance of atmospheric transport for microplastics deposited in remote areas. *Environmental Pollution*. 254:1–9.

Zhang, Y., Kang, S., Allen, S., Allen, D., Gao, T., and Sillanpää, M. 2020. Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews*. 203:103118.

10. ANEXOS

10.1. Desglose de información analizada de las heces de lobo marino de California colectadas de las loberas del Golfo de California. Las muestras con valores atípicos (“*Outliers*”) están resaltados en negrita.

Sitio	<i>n</i> de muestra	Peso de heces (g)	<i>n</i> de fibras	<i>n</i> de fragmentos	<i>n</i> total de partículas	P-MPs g ⁻¹
Cabo Haro	1	24.8	5	0	5	0.20
	2	19.0	4	0	4	0.21
	3	19.8	2	0	2	0.10
	4	42.3	9	1	10	0.24
	5	25.7	6	0	6	0.23
	6	18.2	4	0	4	0.22
	7	11.9	4	0	4	0.34
	8	19.9	3	0	3	0.15
Isla Farallón de San Ignacio	1	41.5	13	1	14	0.34
	2	40.5	2	0	2	0.05
	3	25.8	6	0	6	0.23
	4	27.8	8	0	8	0.29
	5	17.6	5	1	6	0.34
	6	31.8	24	1	25	0.79
	7	21.1	10	0	10	0.47
	8	23.9	7	0	7	0.29
Isla San Esteban	1	18.5	4	0	4	0.22
	2	18.5	5	0	5	0.27
	3	18.9	3	0	3	0.16
	4	16.3	1	0	1	0.06
	5	18.9	3	0	3	0.16
	6	19.9	10	0	10	0.50
	7	16.2	0	0	0	0.00
	8	17.8	3	1	4	0.22
Isla San Jorge	1	34.4	21	1	22	0.64
	2	27.7	6	8	14	0.50
	3	44.2	0	0	0	0.00

	4	22.4	17	3	20	0.89
	5	20.9	3	0	3	0.14
	6	20.1	10	0	10	0.50
	7	20.3	1	0	1	0.05
	8	29.7	0	3	3	0.10
Isla San Pedro Mártir	1	40.9	35	1	36	0.88
	2	9.3	1	5	6	0.65
	3	15.1	1	7	8	0.53
	4	10.3	18	1	19	1.85
	5	8.4	3	1	4	0.48
	6	10.3	8	0	8	0.77
	7	15.6	62	0	62	3.99
	8	13.5	0	0	0	0.00
Isla San Pedro Nolasco	1	21.4	2	0	2	0.09
	2	14.9	6	0	6	0.40
	3	28.8	4	0	4	0.14
	4	19.3	6	0	6	0.31
	5	22.2	5	0	5	0.23
	6	22.4	3	0	3	0.13
	7	16.2	0	0	0	0.00
	8	19.7	3	0	3	0.15

10.2. Desglose de distribución de colores de partículas visualizadas de las heces de lobo marino de California colectadas de las loberas del Golfo de California.

Sitio	Colores de partículas visualizadas en las heces del lobo marino de California										
	Azul	Negro	Gris	Rojo	Amarillo	Naranja	Rosa	Morado	Transparente	Blanco	Verde
Cabo Haro	25	6	1	3	1	0	0	0	2	0	0
Isla Farallón de San Ignacio	37	18	4	8	1	1	2	2	5	0	0
Isla San Esteban	12	13	4	1	0	0	0	0	0	0	0
Isla San Jorge	40	10	11	3	1	1	1	3	0	1	2

Isla San Pedro Mártir	77	38	8	3	2	11	0	0	2	2	0
Isla San Pedro Nolasco	17	5	3	2	1	1	0	0	0	0	0

10.3. Desglose de partículas visualizadas en cada rango de tamaño de las heces de lobo marino de California colectadas de las loberas del Golfo de California.

Sitio	Tamaños de partículas visualizadas en las heces del lobo marino de California				
	< 100 μm	100 – 250 μm	250 – 500 μm	500 – 1000 μm	1000 – 5000 μm
Cabo Haro	0	8	11	9	10
Isla Farallón de San Ignacio	8	11	22	22	15
Isla San Esteban	0	4	10	11	5
Isla San Jorge	9	13	16	19	16
Isla San Pedro Mártir	3	21	18	42	59
Isla San Pedro Nolasco	0	8	8	5	8