



ISSN 2304-0963
doi: 10.25267/Costas



Vol. 3 (1): 207-230. 2021

Torrez-Pérez, K.A., O. Cervantes, J. Reyes-Gomez, A. Olivos-Ortiz. 2020. Quantification and Classification of Microplastics (Mps) in Urban, Suburban, Rural and Natural Beaches of Colima and Jalisco, México. *Revista Costas*, 3(1): 207-230. doi: 10.25267/Costas.2021.v2.i3.0903

Clasificación de Microplásticos en Playas Urbanas, Suburbanas, Rurales y Naturales de Colima y Jalisco, México

Quantification and Classification of Microplastics (Mps) in Urban, Suburban, Rural and Natural Beaches of Colima and Jalisco, México

Karla Anahí Torrez-Pérez¹, Omar Cervantes^{2*}, Juan Reyes-Gomez¹, Aramis Olivos-Ortiz⁴

*e-mail: omar_cervantes@ucol.mx

¹ Facultad de Ciencias,
Universidad de Colima- México
ktorrez@ucol.mx
<https://orcid.org/0000-0001-8091-2904>

² Facultad de Ciencias Marinas,
Universidad de Colima – México
<https://orcid.org/0000-0002-7559-3889>

³ Facultad de Ciencias,
Universidad de Colima- México

⁴ Facultad de Ciencias Marinas,
Universidad de Colima – México
<https://orcid.org/0000-0002-9886-9817>

Keywords: Beaches, Microplastic, Pollution..

Abstract

Microplastics (Mps) are a form of marine pollution; therefore, their presence must be identified in ecosystems such as beaches, environmental assets of economic value that offer different services to the population. The present work identifies and classifies microplastics in 12 urban, suburban, rural and natural beaches located in the states of Colima and Jalisco, Mexico. A total of 94 sediment samples were collected, analyzed and classified at the high tide line, identifying by flotation and visual inspection a total of 12,001 plastic particles that were classified by shape, color and size. The results reveal that the presences of microplastics on natural or rural beaches that are poorly developed or inaccessible have levels comparable to urban and suburban beaches. This shows that the movement of

Submitted: August 2021

Accepted: October 2021

Associate Editor: Martina Camiolo

these contaminants has no limiting environmental or anthropogenic factors, which requires special consideration because of their potential effects on marine and coastal environments.

Resumen

Los microplásticos son una forma de contaminación marina, por ello, se debe identificar su presencia en ecosistemas como las playas, activos ambientales de valor económico que ofrecen diferentes servicios a la población. El presente trabajo identifica y clasifica los microplásticos en 12 playas de tipo urbano, sub-urbanos, rural y natural, ubicadas en los estados de Colima y Jalisco, México. Se colectaron, analizaron y clasificaron un total de 94 muestras de sedimento en la línea de pleamar, identificando mediante flotación e inspección visual un total de 12,001 microplásticos que fueron clasificados por forma, color y tamaño. Los resultados revelan que la presencia de microplásticos en playas naturales o rurales con escaso desarrollo o poco accesibles presentan niveles comparables a las urbanas y suburbanas. Esto muestra que el desplazamiento de estos contaminantes no tiene factores ambientales o antropogénicos limitantes, lo que requiere especial atención ante sus potenciales efectos en los ambientes marinos y costeros.

Palabras clave: playas, microplásticos, contaminación.

I. Introducción

Las playas se definen como depósitos no consolidados de arena y grava a lo largo del litoral y abarcan aproximadamente 40 % de las costas del mundo (Moreno-Casasola, 2004; Lara-Lara *et al.*, 2008). Estos sistemas ofrecen diferentes servicios ambientales a la población y al ambiente entre los que destacan los de recreación, protección contra eventos de tormenta, explotación de minerales o materiales pétreos, así como sitios para la protección, anidación, alimentación y reproducción de distintas especies marinas y aviarias (Enríquez-Hernández, 2003).

México representa uno de los países de América con una línea de costa con 1,122 km en su parte continental (SEMARNAT, 2016), conformada por una variedad de ecosistemas costeros, destacando las costas bajas arenosas (costa del Golfo de México y Pacífico Sur) o costas mixtas (Pacífico central) y en menor frecuencia por costas rocosas o acantilados (Península de Baja California, Colima, Michoacán y Sinaloa) (Silva *et al.*, 2014).

Las diferentes playas en la Costa del Pacífico Mexicano son destinos turísticos que cada año son visitadas por miles de turistas que hacen uso de los servicios ambientales y de infraestructura. Las playas y

los ambientes costeros constituyen uno de los activos ambientales socioecológicos más importantes a nivel mundial (Grupo de Investigación de Economía Ecológica, 2016), por ello es relevante reconocer y monitorear sus condiciones ambientales y por tanto asegurar una recreación segura.

En las últimas décadas, el plástico y sus derivados se convirtieron en parte esencial de las actividades cotidianas, en donde una gran parte de productos están creados a base de estos polímeros sintéticos (Elías, 2015). A pesar de que el plástico es dañino para el ambiente por su limitada capacidad para degradarse, su reducido costo de producción y su practicidad ha propiciado su producción y consumo masivo (Avio, *et al.*, 2017) en todo el mundo.

Cuando no existe una gestión adecuada de estos residuos plásticos, son transportados hacia la zona costera y el océano por agentes como el viento, las escorrentías continentales, los sistemas de alcantarillado y los efluentes de plantas de tratamiento (Ryan *et al.*, 2009; Cózar *et al.*, 2014). Recientemente se ha reportado que los residuos plásticos forman el principal componente de los residuos sólidos presentes en los ambientes marinos (Rojo-Nieto & Montoto, 2017).

La acumulación de plásticos en los diferentes entornos ambientales ocurre a escala mundial y ha sido bien documentado incluso en las playas alejadas de la urbanización (Lusher, 2015; De-la-Torre, 2019). Las condiciones ambientales y dinámicas de las playas dan lugar a la degradación y fragmentación de residuos macroplásticos en tamaños cada vez más pequeños (Williamson *et al.*, 2019; Ryan, 2015; Gregory & Andrady, 2003) hasta convertirse en lo que se les denomina microplásticos (Ryan *et al.*, 2009; Barnes *et al.*, 2009; Lots *et al.*, 2017).

Los microplásticos, definidos como partículas plásticas con un tamaño no superior a los 5mm (Masura *et al.*, 2015), se encuentran ubicuos en el ambiente marino sobre la superficie de los océanos, la columna de agua, el fondo marino, las playas y la biota; y se han clasificado básicamente en fibras, espumas, fragmentos, gránulos o esferas, y películas (Sánchez, 2018; Valente *et al.*, 2019; Liu *et al.*, 2019).

El tema de los microplásticos tomó gran relevancia a principios de los años 70 (Carpenter *et al.*, 1972; Gregory, 1977), cuando se comenzó a estudiar el impacto que generaban al medio ambiente y en particular a la biota, pues repercuten directamente en la cadena trófica al ser confundidos con los alimentos naturales presentes en el medio, depositándose y acumulándose en el organismo de vertebrados e invertebrados.

Las repercusiones biológicas en el organismo de especies marinas como pájaros, peces, tortugas, mamíferos e invertebrados dependen del tamaño de los microplásticos disponibles en el ambiente. En un rango de micrómetros los plásticos son fácilmente ingeridos y expulsados, mientras que los plásticos de tamaño nanométrico pueden pasar a través de las membranas celulares (Lusher, 2015).

Los microplásticos, por su tamaño, resulta difícil que sean eliminados a través de las campañas de limpieza de playas, por lo que conlleva una mayor acumulación en los sedimentos por periodos de tiempo

prolongados (Lavers *et al.*, 2019; Elías, 2015). Por su parte, Carson *et al.* (2011) reporta que los microplásticos presentes en los sedimentos, incrementan su permeabilidad y disminuye la difusividad térmica, resultando en afectaciones en los procesos dependientes de la temperatura.

Por ejemplo, la incubación de huevos de tortuga se genera a 30° C para producir el mismo número de embriones machos y hembras, cuando se presenta presencia de microplásticos las temperaturas disminuyen aproximadamente a < 28° C y como consecuencia todos los embriones se vuelven machos (Yntema & Mrosovsky, 1982), incluso los huevos pueden requerir un periodo de incubación más largo debido a una mayor permeabilidad en el sedimento.

Las fuentes y origen de los microplásticos en el ambiente marino son diversos, pero básicamente son el resultado de la gestión inadecuada de los residuos plásticos utilizados en actividades de pesca, acuicultura, agricultura, transporte marítimo, etc., y que por efectos de la abrasión, la exposición a los elementos ambientales se fragmentan (Siegfried *et al.*, 2017; FAO, 2017; Mazariegos-Ortiz *et al.*, 2020); asimismo por la depositación accidental de pellets, fabricados específicamente para diferentes productos, o fibras, que se desprenden de la ropa (denominados como microplásticos primarios), transportados por las descargas de plantas de tratamiento de aguas residuales (Anderson *et al.*, 2016; Veerasingam *et al.*, 2016; Kalčíková *et al.*, 2017).

Existen múltiples trabajos que reportan la presencia de microplásticos en estómagos de peces (Davison & Asch, 2011; Ory *et al.*, 2018; Romeo *et al.*, 2015), mamíferos (Rossi *et al.*, 2019; Augusto, 2020), invertebrados (Huerta *et al.*, 2017; Huerta *et al.*, 2018), e incluso recientemente en placentas humanas (Ragusa *et al.*, 2021). Estas piezas plásticas fragmentadas también actúan como transporte de contaminantes orgánicos persistentes (Rodrigues *et al.*, 2019; Tang *et al.*, 2020; Farady, 2019) pues tienen propiedades químicas

cas para acumular contaminantes como el DDT y los PCBs que actúan como disruptores endocrinos al introducirse en la cadena trófica.

Asimismo, el turismo a gran escala ocasiona una fuerte presión ambiental en los ecosistemas costeros (Garrido & López, 2010), por lo que diversos autores (Retama *et al.*, 2016; Xubiao *et al.*, 2016; Shim *et al.*, 2018; Urban-Malinga *et al.*, 2020; Stolte *et al.*, 2015), han mostrado que los microplásticos se derivan principalmente de las actividades turísticas y efluentes de hoteles y restaurantes ubicados a lo largo de las playas y las costas; así como su origen, presencia, distribución e impactos (Yntema & Mrosovsky, 1982; Carson *et al.*, 2011; Lusher, 2015; Purca & Henostroza, 2017; Xubiao *et al.*, 2016; Mazariegos-Ortíz *et al.*, 2020).

Sin embargo, en México aún son escasos los registros sobre el tema (Sánchez, 2018; Retama *et al.*, 2016; Alvarez-Zeferino *et al.*, 2020; M.P., 2021; Borges-Ramírez, 2020; Cruz, 2020; Cruz-Salas *et al.*, 2020; Cruz, 2017), por lo que es necesario realizar investigaciones que permitan ampliar el conocimiento acerca de la presencia de microplásticos en las costas mexicanas. En consecuencia, este trabajo se planteó con el objetivo de realizar un análisis en 12 playas clasificadas como urbanas, sub-urbanas, rurales y naturales en los estados de Colima y Jalisco para evaluar la presencia, cuantificación y diferencia de los microplásticos presentes en el sedimento de las diferentes playas de estudio, conformándose, así como una referencia y antecedente en la región.

2. Materiales y métodos / metodología

Área de estudio

La costa del Pacífico Mexicano albergan, en particular las del estado de Colima y Jalisco, con 142 km y 351 km respectivamente (Martínez, 2018, SEMARNAT, 2018) (figura 1), diversos tipos de playas; urbanas, suburbanas, rurales y naturales. El área de estudio comprendió 12 playas: 5 pertenecientes a la costa de Colima, en el municipio de Manzanillo (figura 2), y 7 a la costa de Jalisco (una de ellas en un islote llamado Isla Paraíso), en el municipio de Cihuatlán y la Huerta (figura 3). Cada una de estas fue clasificada según los servicios que ofrecen, la accesibilidad, el uso y actividades que se desarrollan en la zona, de acuerdo con los autores Semeoshenkova *et al.* (2016), Vaz *et al.* (2009) Williams y Micallef (2009). (tabla 1).

En las playas localizadas en la Bahía de Santiago y Manzanillo, Colima, se desarrollan actividades recreativas y deportivas, algunas de estas playas cuentan con restaurantes y renta de sombrillas (Sonda de la

Rosa & Rojas, 2020). Estas se caracterizan por extensión, arenas claras y oleaje intenso (excepto por La Boquita) (Silva *et al.*, 2013; Blanco & Madrid 2004; Quijano *et al.*, 2006; Silva *et al.*, 2007). En las costas de Jalisco ecisten playas recreativas, naturales y destacando el fenómeno de playas privadas con difícil acceso o sin acceso (Jiménez-Orocio *et al.*, 2014) (figura 4).

Métodos

Campañas de campo y colecta de muestras

Las muestras de sedimento se colectaron en época de secas y de baja afluencia turística durante el mes de febrero del 2018, en un transecto de 100 metros sobre la pleamar y mediante el uso de una pala de jardín metálica graduada; para cada playa se colectaron 10 muestras de la capa superficial del sedimento, (a excepción de playas que presentaron poca extensión), cada una con un estimado de 100 gramos. Las muestras fueron puestas en bolsas con cierre rotula-



Figura 1. Ubicación geográfica del estado de Colima y Jalisco.
Figure 1. Colima and Jalisco geographic location.



Figura 2. Playas de estudio en la costa de Colima.
Figure 2. Colima study beaches locations.



Figura 3. Playas de estudio en la costa de Jalisco.
Figure 3. Jalisco study beaches locations.

| Tabla 1. Características de las playas de estudio. Table 1. Beaches morph dynamics features. | | | | |
|---|------------|-------------------------|--------------------------|----------------------|
| Playa | Tipo | Morfodinámica | Coordenadas | Ubicación/ Estado |
| Las Brisas | Urbana | Intermedia-reflectiva | 19°04.617', 104°18.316' | Colima |
| Salagua | Urbana | Intermedia-reflectiva | 19°06.181', 104°20.091' | |
| La Boquita | Sub-urbana | Disipativa | 19°06.406', 104°23.939' | |
| Peña Blanca | Natural | Intermedia-disipativa | 19°07.160', 104°28.683' | |
| El Coco | Natural | Reflectiva | 19°10.209', 104°39.565' | |
| Melaque | Sub-urbana | Disipativa | 19°13.371', 104°42.595' | Jalisco |
| Grande | Natural | intermedia-disipativa | 19°19.204', 104°56.953' | |
| Careyitos | Rural | intermedio – reflectiva | 19° 26.255', 105°01.583' | |
| Rosa | Rural | Intermedia-disipativa | 19°26.656', 105°01.936' | |
| Esmeralda | Rural | Disipativa | 19°28.292' -105°03.696' | |
| Paraíso | Rural | Disipativa | 19°28.293', -105 03.557' | |
| Isla Paraíso | Natural | Intermedia | 19°28.665', 105°3.872' | |

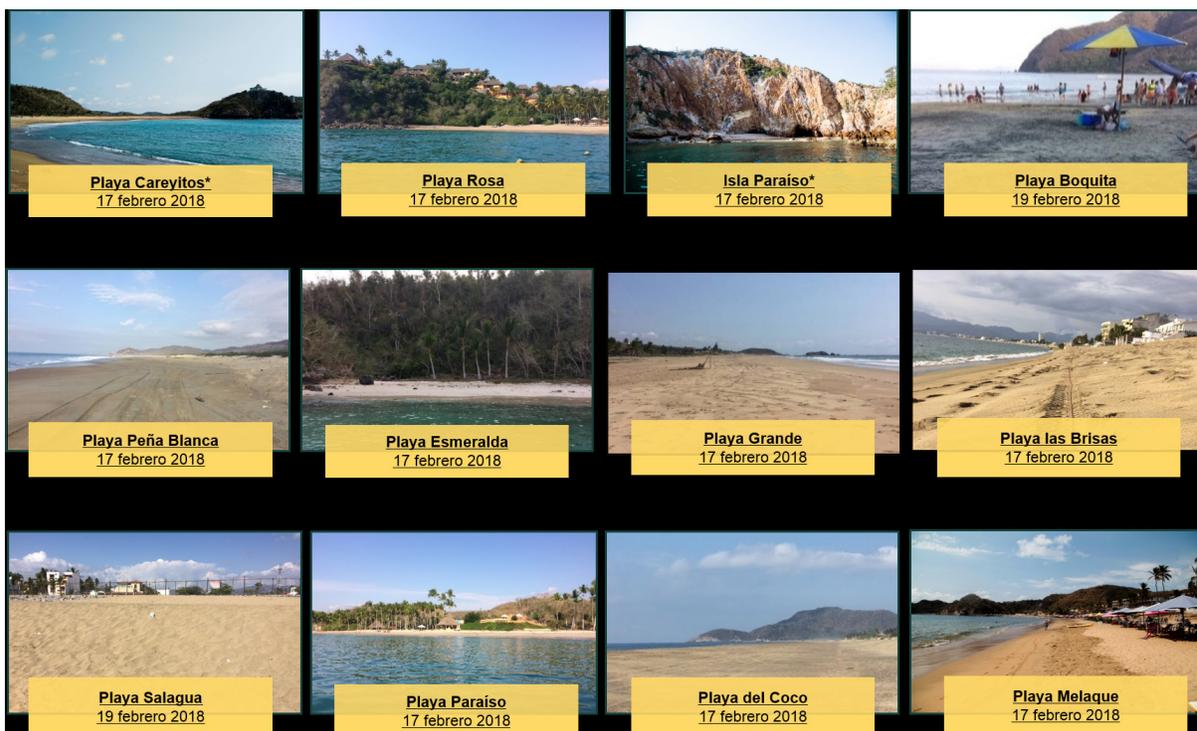


Figura 4. Microplásticos identificados en la Fase piloto: utilizando luz directa: (a) granuló incoloro, (b) fragmento de textura irregular, (c) granuló incoloro con fibras adheridas a su superficie, y comparativa de película plástica utilizando (d) luz polarizada y (e) luz directa. .

Figure 4. SMicroplastics identified in the Pilot Phase: using direct light: (a) colorless granules, (b) irregular texture fragment, (c) colorless granules with fibers adhered to its surface, and comparison of plastic film using (d) polarized light and (e) direct light.

das con el número y punto de muestreo. Asimismo, se registraron las coordenadas con un posicionador global GPS Garmin modelo 72H en cada playa de muestreo.

Análisis en laboratorio

El análisis en laboratorio contempló dos etapas: *piloto y ejecución*, ambos métodos partieron de un pretratamiento de las muestras consistente en un proceso de secado en una estufa durante 48 horas a una temperatura de 60 °C para eliminar humedad (Besley *et al.*, 2017). Los microplásticos identificados fueron clasificados por forma (esfera, fragmento, fibra, pelí-

cula y espuma) y color (rojo, naranja, morado, azul, negro, gris, marrón, verde, rosa, amarillo, transparente y multicolor). Respecto del tamaño, únicamente se contabilizan MP de 100µm – 5mm.

Etapa prueba piloto

La etapa piloto consistió en una modificación del método aplicado por Horton *et al.* (2014). Para este método, de cada muestra de arena seca, se seleccionó al azar una porción de 50 g, la cual es dividida en fracciones para facilitar la observación en el microscopio. La inspección visual se realizó a través de un microscopio esteroscópico marca Wild Heerbrug,

modelo M75, con luz directa y aumento de 10x, 20x y 31x. La inspección visual simple y con microscopía de polarizado se realizó sucesivamente en cada porción de muestra.

En la inspección visual simple se trabajó con luz blanca transmitida y reflejada; esta permite observar la forma y algunas otras características que hacen posible la identificación de la partícula; la inspección con luz polarizada se trabaja con polarizadores cruzados, observando los distintos materiales birrefringentes para su identificación. Los microplásticos identificados fueron separados de la matriz utilizando pinzas metálicas y colocados en un recipiente marcado con el nombre de la playa. Las características de morfología y color para cada partícula plástica se anotaron en una bitácora.

Etapas de ejecución

Esta etapa consistió en el análisis de las muestras con el método denominado Procedimiento de Operación Estándar (SOP, por sus siglas en inglés), propuesto por Besley *et al.* (2017), con el objetivo de mejorar la comparabilidad entre estudios. Para la determinación de los microplásticos en los sedimento se aplicó una separación por densidad seguido de la inspección visual.

Así, se preparó una disolución salina saturada, en donde se disuelven 359 g de NaCl, grado alimenticio de cocina, en 1 L de agua potable. La mezcla se agitó durante un tiempo aproximado de 48 horas a 600 rpm en un agitador magnético digital de marca Fisher Scientific™ Isotemp™ a 60°C; acto seguido se dejó reposar hasta alcanzar temperatura ambiente. Posteriormente, para eliminar las impurezas sólidas, se filtró mediante papel filtro de poro fino a través de una bomba de vacío EVAR modelo EV-40.

De cada muestra de arena seca se seleccionó al azar una porción de 50 g, la cual se mezcló en 200 mL de disolución salina saturada (1.2 g/cm^3) y se mantuvo en agitación durante 2 minutos a 600 rpm con agitador magnético, marca Fisher Scientific™ Isotemp™. La agitación genera turbidez en la muestra, lo que requirió un tiempo de asentamiento > 6 horas para separar los microplásticos de las MP de arena que se encontraban suspendidas. El tiempo de asentamiento para los sedimentos de tamaño medio (-0.2mm a -0.63mm), requirió un periodo de hasta 24 horas.

Una vez que pasó el tiempo de asentamiento y las MP de arena precipitaron, la muestra se filtró a través de la bomba de vacío usando papel filtro de poro fino. Los filtros se observaron en el microscopio y los microplásticos, con ayuda de pinzas metálicas, se colocaron en recipientes para registrar su forma y color en una bitácora. El proceso de agitación, asentamiento y filtrado se repitió 3 veces por muestra, y permitió recuperar entre el 88% y 100% de los microplásticos.

Análisis estadístico

Con el objetivo de evaluar diferencias sobre la cantidad de microplásticos entre las diferentes tipologías de playa se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de un factor y se llevó a cabo con el programa Excel 2019. En cuanto a los parámetros utilizados en la prueba estadística, se ha empleado un nivel de significación de α de 0,05 ($p < 0,05$).

La hipótesis nula (H_0) del presente trabajo indica que en las diferentes tipologías de playa se presenta una concentración similar de microplásticos, mientras que la hipótesis alternativa (H_1) indica que en playas con diferentes niveles de desarrollo urbano se encontrará la mayor cantidad y diversidad de microplásticos que en las naturales.

3. Resultados

Colecta de muestras

La campaña de campo para la colecta en playas consistió en 10 muestras con algunas variaciones debido a la extensión de las playas o el acceso a estas. En Careyitos se colectaron 6 muestras, en Esmeralda e Isla Paraíso se recolectaron 2 muestras por cada playa (una en el extremo izquierdo y otra en el extremo derecho). En el caso de playa Paraíso, se optó por tomar una sola porción de arena en un rango de 0 a 20 cm colectando aproximadamente 400 g de arena para posteriormente analizar diferentes porciones al azar de una misma muestra.

Resultados generales

Los resultados permiten establecer la presencia de microplásticos en todas las muestras de arena. En la prueba piloto se encontró un total de 358 microplásticos para una sola muestra, mientras que en fase de ejecución se registraron un total de 12,001 MP en 282 filtros analizados para 94 muestras. Los microplásticos estuvieron presentes en las 4 tipologías de playa con variaciones en forma, color y tamaño, sin

embargo, para este estudio solo se considera la clasificación por forma y color. En total se analizaron 4,750 g. (4.75 kg) de sedimento seco.

Etapa prueba piloto

En esta etapa y bajo este método se lograron identificar 358 MP con diversa forma y tamaño, para una muestra de 50 g de arena seca perteneciente a playa urbana Las Brisas, estimándose en 7,160 MP por kg^{-1} de sedimento seco analizado. El tipo de microplástico más abundante fue fragmento (3,820 MP por kg^{-1} de sedimento seco), seguidos de fibra (2,880 MP por kg^{-1} de sedimento seco), gránulo (400 MP por kg^{-1} de sedimento seco) y película (60 MP por kg^{-1} de sedimento seco); en esta prueba piloto no se identificaron microplásticos de tipo espuma (figura 5).

Los fragmentos y gránulos en su mayoría fueron incoloros, contabilizando 102 y 9 respectivamente MP en 50 g de sedimento seco. Las fibras son predominantes en color azul (35 MP en 50 g de sedimento seco) y gris (32 MP en 50 g de sedimento seco). El color negro, blanco y gris se hizo presente en las 3

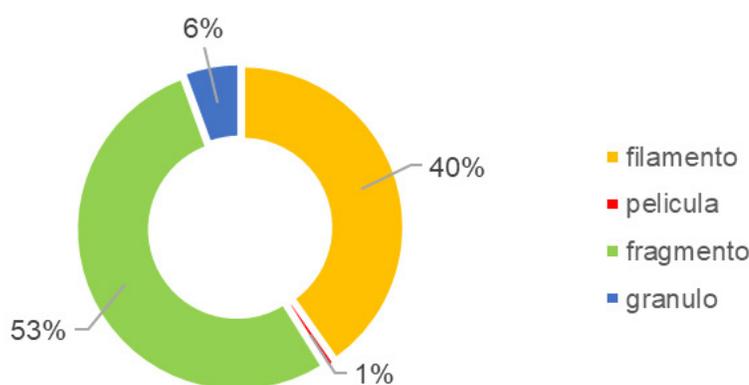


Figura 5. Porcentaje de las diferentes formas microplásticas encontradas en el pilotaje.

Figure 5. Microplastics type percentage classification. Pilot testing.

películas plásticas identificadas. En total fueron observadas 12 tonalidades en las 358 MP para una sola muestra de 50 g de sedimento seco (figura 6).

Etapas de ejecución

Resultados por tipo de playa

En esta etapa, conforme al método denominado Procedimiento de Operación Estándar (SOP, por sus siglas en inglés), que considera la separación por flotación, permitió establecer una abundancia promedio de 2553.4 ± 1895.8 microplásticos por kg de sedimento seco. La concentración más alta fue de en la playa urbana Las Brisas con $4,810$ MP por kg^{-1} de sedimento seco, y la más baja fue en la playa natural Isla Paraíso con 800 MP por kg^{-1} de sedimento seco (tabla 2).

En promedio se encontró una mayor concentración de microplásticos en la tipología suburbana ($3,619 \pm 2608.2$ MP por kg^{-1} de sedimento seco), seguida de la urbana (3188 ± 2302.4 MP por kg^{-1} de sedimento seco), la rural ($2,107 \pm 1185$ MP por kg^{-1} de sedimento seco) y finalmente la natural ($1,824 \pm 866$ MP por kg^{-1} de sedimento seco). Las playas que aportaron la mayor concentración de microplástico fueron Las Brisas (17 %), Boquita (16 %) y Careyitos (13 %) mientras que en Isla Paraíso (3 %) y Paraíso (4 %) el MP se presentó en menor cantidad (figura 7).

Clasificación por forma

Los tipos más común de microplásticos fueron las fibras (88%) y los fragmentos (9 %) (figura 8). En Playa Careyitos, De Cocos, Playa Grande, Playa Es-

meralda, Melaque y La Boquita más del 90 % de microplástico recuperado en cada una pertenece a la categoría fibra, mientras que los fragmentos dominaron en playa las Brisas. Las esferas se registraron en Las Brisas, Esmeralda, Careyitos, Peña Blanca y Salagua. En Playa de Cocos, Salagua e Isla Paraíso no se presentaron espumas, pero su mayor concentración fue en Playa Rosa, Las Brisas, Melaque y La Boquita (figura 9).

Clasificación por color

En total, se identificaron doce (12) colores en los microplásticos colectados (figura 10); dominó el azul con 5397 MP (45 %), gris con 1530 MP (12.7) y negro con 1432 MP (11.9 %); en menor medida se registró el morado (122 MP; 1 %), naranja (124 MP; 1 %), verde (161 MP; 1.3 %) y blanco (207 MP; 1.7%); se registraron 4 películas y 8 fragmentos variantes de verde, rojo, transparente, negro, gris, blanco y marrón.

Análisis de varianza (ANOVA)

El cálculo realizado arrojó un valor de $P=9.76e^{-08}$ con un valor crítico para F de 1.9 (tabla 3). Dado que el valor $p \leq \alpha$ (0.05) se rechaza la hipótesis nula, la cual indica que en las diferentes tipologías de playa se presenta una concentración similar de microplásticos; y se concluye que existe una variación significativa en la cantidad de microplástico en playas con respecto a su nivel de desarrollo urbano, aceptando la hipótesis alternativa.

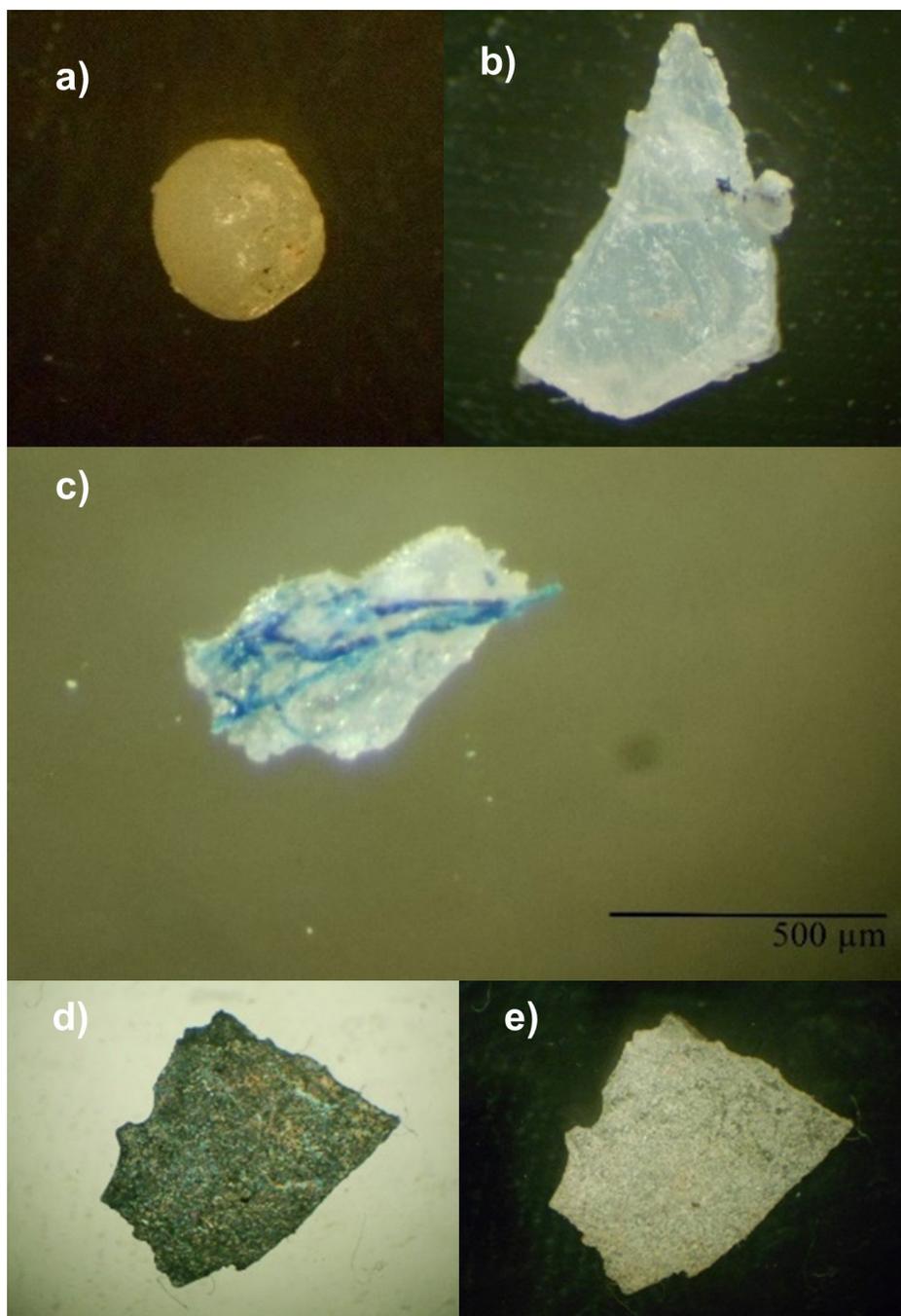


Figura 6. Microplásticos identificados en la fase piloto: luz polarizada: gránulo incoloro (a) y fragmentos de textura irregular (b) y fibras (c), película de plástico (d). Inspección visual: observación simple.

Figure 6. Microplastics identified in the Pilot Phase: polarized light: colorless granule (a) and irregularly textured fragments (b) and fibers (c), plastic film (d). basic observation.e).

Tabla 2. Datos generales de las playas muestreadas.
Table 2. General data of the sampled beaches.

| Playa | Tipología | No. de muestras ¹ | Rango | | MP por kg ⁻¹ de sedimento seco | s |
|--------------|------------|------------------------------|-------|------|---|--------|
| | | | Min. | Máx. | | |
| Brisas | Urbana | 10 | 115 | 413 | 4810 | 2132.9 |
| Salagua | Urbana | 10 | 36 | 180 | 1566 | 892.0 |
| Boquita | Sub-urbana | 10 | 53 | 606 | 4576 | 3454.2 |
| Peña Blanca | Natural | 10 | 39 | 160 | 1380 | 700.7 |
| Cocos | Natural | 10 | 29 | 192 | 2432 | 986.0 |
| Melaque | Sub-urbana | 10 | 71 | 170 | 2662 | 628.6 |
| Grande | Natural | 10 | 66 | 109 | 1718 | 374.1 |
| Careyitos | Rural | 6 | 150 | 242 | 3700 | 614.8 |
| Rosa | Rural | 10 | 42 | 97 | 1452 | 397.5 |
| Esmeralda | Natural | 2 | 114 | 165 | 2790 | 721.2 |
| *Paraíso | Rural | 4 | 41 | 76 | 1170 | 351.2 |
| Isla Paraíso | Natural | 2 | 31 | 49 | 800 | 254.6 |

Datos obtenidos por cada playa, se incluye:

¹ número de muestras colectadas y analizadas, el rango mínimo y máximo de microplástico registrados en las muestras de 50 g. de sedimento seco, el número de partículas estimadas por kg-1 de sedimento seco, la desviación estándar (s).

*Los resultados pertenecen porciones al azar de una misma muestra.

Data for each beach:

¹number of samples collected and analyzed; minimum and maximum range of microplastic recorded in samples of 50 g of dry sediment; estimated particles per kg-1 of dry sediment; the standard deviation (s).

* Results belong to random portions of the same sample.

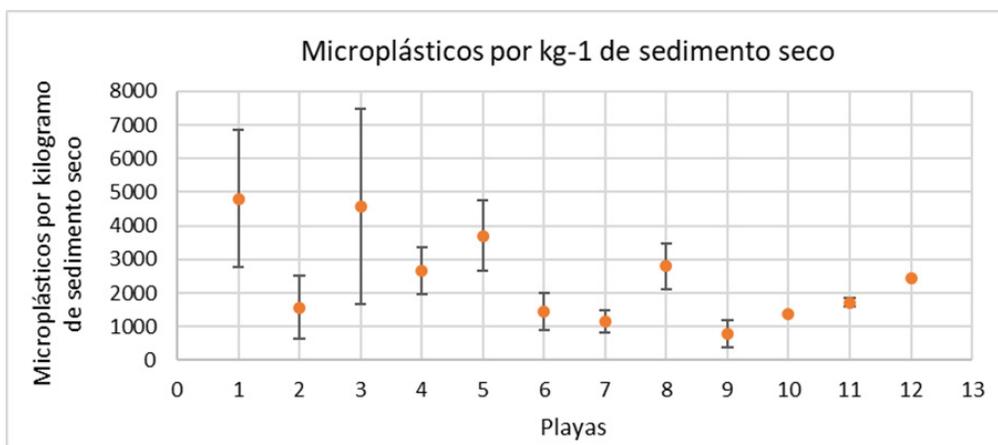


Figura 7. Concentración de microplásticos por kg-1 de sedimento seco con error estándar. Donde: 1: Brisas, 2: Salagua, 3: Boquita, 4: Melaque, 5: Careyitos, 6: Rosa, 7: Paraíso, 8: Esmeralda, 9: Isla Paraíso, 10: Peña Blanca, 11: Grande, 12: Cocos.

Figure 7. Microplastic concentration per kg-1 of dry sediment with standard error. Where: 1: Brisas, 2: Salagua, 3: Boquita, 4: Melaque, 5: Careyitos, 6: Rosa, 7: Paraíso, 8: Esmeralda, 9: Isla Paraíso, 10: Peña Blanca, 11: Grande, 12: Cocos.

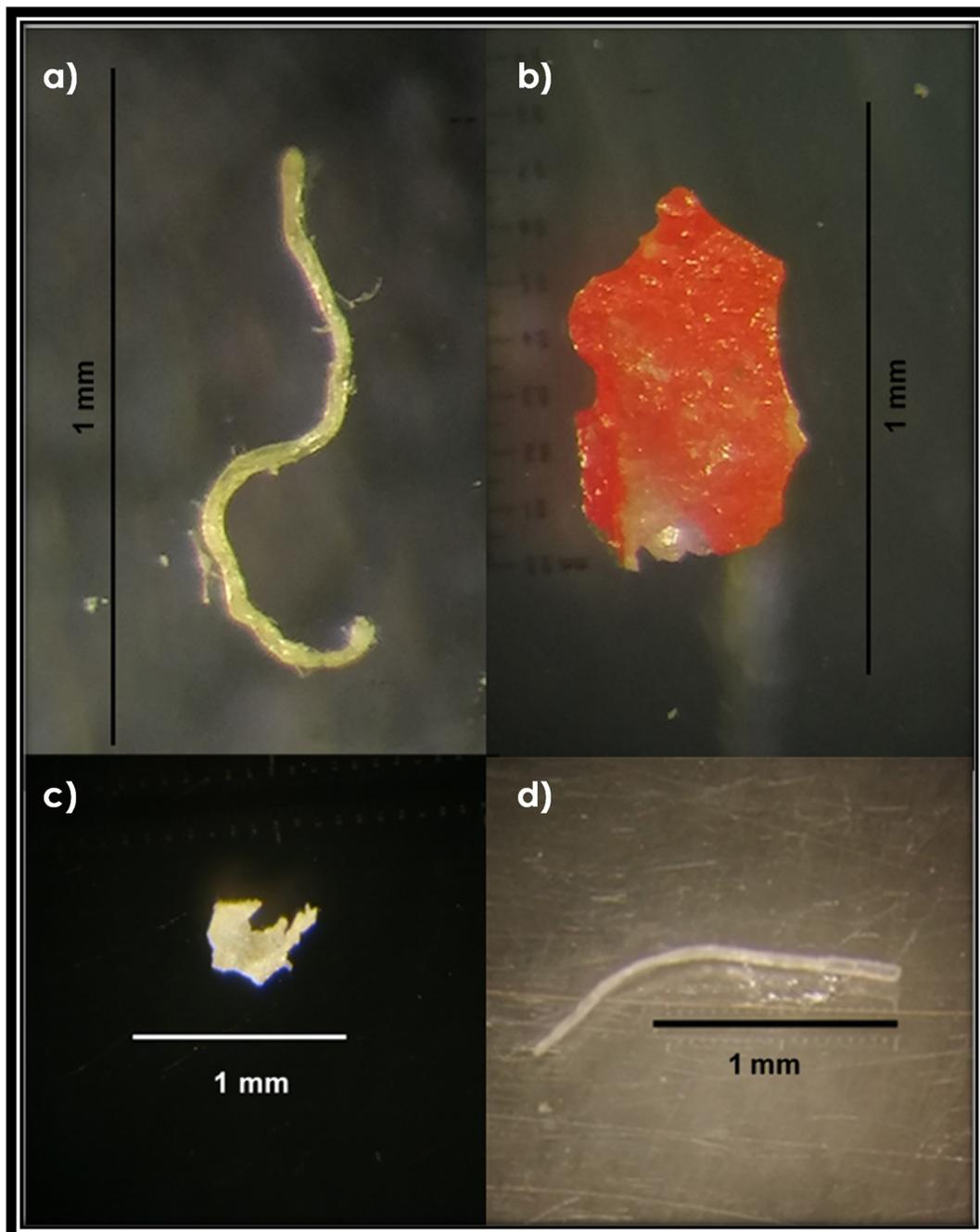


Figura 8. Ejemplo de microplásticos identificados por flotación, en donde a) y d) filamento, b) fragmento y c) película.
Figure 8. Microplastics identification. Implementation stage. Flotation: a) and d) filament, b) fragment and c) film.

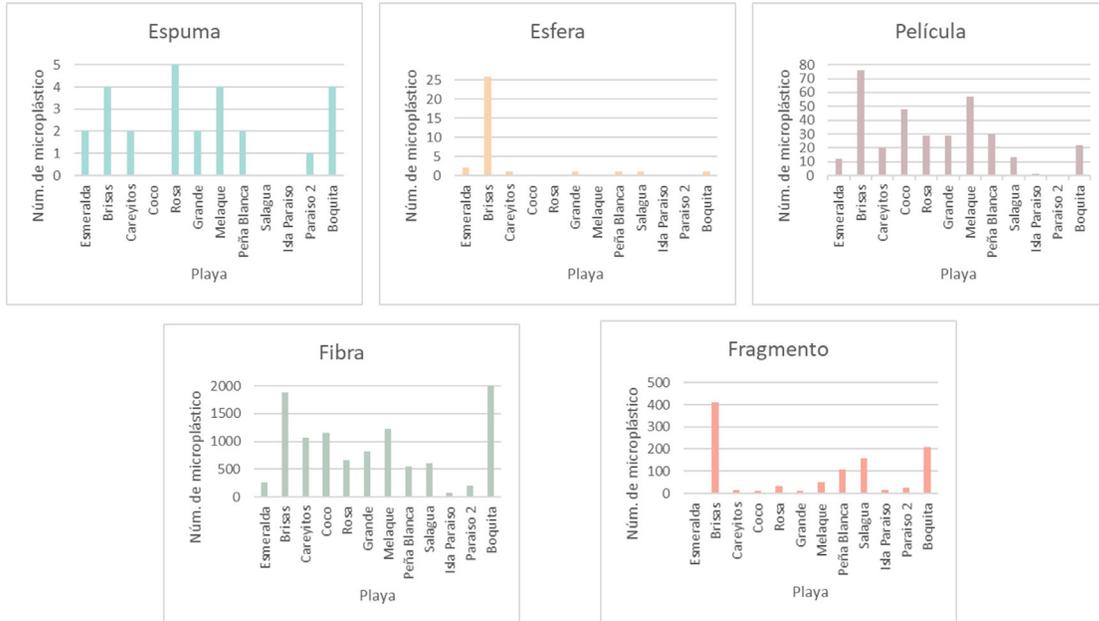


Figura 9. Resultados de la cantidad de microplásticos en las playas de estudio. Número de microplástico encontrado (en 4.7 kg de sedimento seco) por playa en función de su categoría. La escala del eje Y se encuentra adaptada al número de microplástico encontrado en cada playa.

Figure 9. Determination of microplastics numbers on beach sites. Number of microplastic identified (in 4.7 kg of dry sediment) per beach depending on its category. The Y-axis scale is adapted to the number of microplastics identified on each beach.

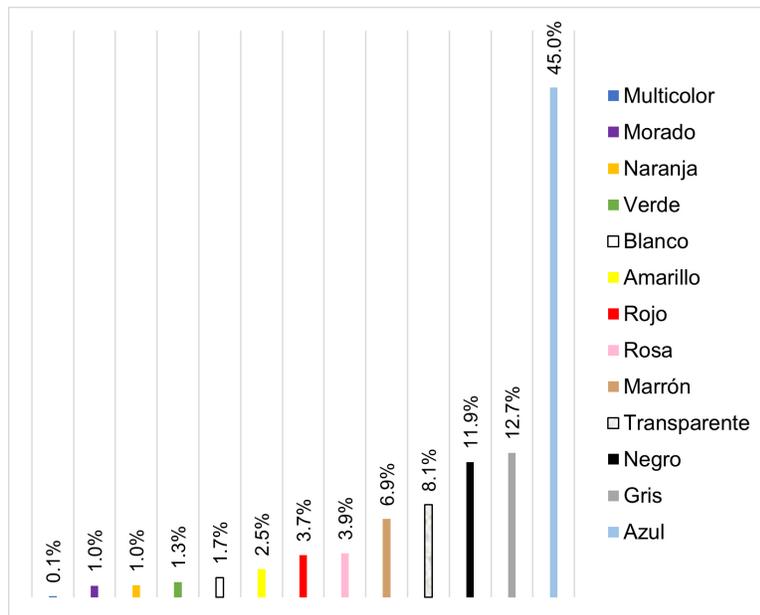


Figura 10. Concentración porcentual de microplástico por color.
Figure 10. Microplastics color percentage classification.

Tabla 3. Análisis de varianza de un factor.
Table 3. Analysis of variance of one factor.

| Grupos | Cuenta | Suma | Promedio | Varianza | | |
|---------------------------|-------------------|--------------------|---------------------------|----------|--------------|----------------------|
| Urbana | 10 | 2405 | 240.5 | 11373.1 | | |
| | 10 | 783 | 78.3 | 1989.1 | | |
| Sub-urbana | 10 | 1331 | 133.1 | 987.8 | | |
| | 10 | 2288 | 228.8 | 29828.1 | | |
| Rural | 6 | 1110 | 185 | 944.8 | | |
| | 10 | 726 | 72.6 | 394.9 | | |
| | 4 | 234 | 58.5 | 308.3 | | |
| Natural | 10 | 690 | 69 | 1227.3 | | |
| | 10 | 1216 | 121.6 | 2430.26 | | |
| | 10 | 859 | 85.9 | 349.8 | | |
| | 2 | 279 | 139.5 | 1300.5 | | |
| | 2 | 80 | 40 | 162 | | |
| Análisis de Varianza | | | | | | |
| Origen de las variaciones | Suma de cuadrados | Grados de libertad | Promedio de los cuadrados | F | Probabilidad | Valor crítico para F |
| Entre grupos | 391322.4 | 11 | 35574.7 | 6.56 | 9.76E-08 | 1.9 |
| Dentro de los grupos | 444338.3 | 82 | 5418.7 | | | |
| Total | 835660.7 | 93 | | | | |

4. Discusión

Las muestras provenientes de las 12 playas revelaron que la presencia de microplásticos en playas naturales o rurales, con escaso desarrollo o poco accesibles, presentan niveles comparables a las urbanas y suburbanas. Esto muestra que el desplazamiento de estos contaminantes no tiene factores ambientales o antropogénicos limitantes, lo que requiere especial atención ante esta dispersión y sus potenciales efectos en los ambientes marinos y costeros.

Colecta de muestras

La toma de muestras no fue consistente por una serie de factores externos como la obstrucción de embar-

caciones, el acceso y extensión de las playas, lo que podría hablarnos de una posible subestimación de las mismas, sin embargo, se confirma y verifica la hipótesis de la presencia de estos agentes contaminantes en las playas. La colecta de sedimentos en la época de secas y en baja afluencia turística constituye una contribución a la comprensión del alcance de la dispersión que tiene los desechos plásticos en el ambiente costero-marino y sus potenciales efectos.

Lo que se considera un insumo para estrategias de manejo costero que contemplan la gestión integral de residuos con un replanteamiento en la generación y reemplazo del uso de plásticos, en especial los de

una sola ocasión; destacando la participación en conjunto de los ciudadanos, las empresas y el gobierno como una forma de gobernanza ante una problemática ambiental con potenciales efectos en la salud de la población.

Es importante prestar atención a los focos de contaminación y tomar en cuenta los espacios temporales en los que se realizan los estudios, puesto que, para un espacio temporal de alta afluencia turística o de lluvia se esperaría un mayor aporte de microplásticos en las playas de estudio en la costa de Colima y Jalisco.

Abundancia de microplásticos

Los microplásticos se encuentran presentes en el medio ambiente en múltiples formas, sin embargo, el hecho de que los resultados coincidan con investigaciones realizadas en zonas alejadas a la zona de estudio o incluso en diferentes matrices, podría ser un indicador de la facilidad de dispersión de estas MP plásticas y de la predominancia de los microplásticos secundarios, que surgen a partir de la degradación de plásticos más grandes, o las fibras, que surgen de los textiles sintéticos y redes de pesca.

Etapa piloto

El resultado de esta etapa difiere del trabajo realizado por Cruz (2017) en la zona de pleamar en playa Las Brisas, en el que para una sola muestra (50 g de arena seca), no se reporta la presencia de fragmentos (la forma más abundante en este estudio) y reporta una mayor cantidad de microplásticos pellet (1,512 MP), siendo de las formas menos abundantes en la muestra de este estudio.

Se infiere que esta diferencia se relaciona con la omisión del conteo de MP transparentes o en colores claros y opacos para el presente estudio, con la finalidad de evitar falsos positivos, sin embargo, la autora no empleó la clasificación por color, por lo que no se puede saber si los pellets encontrados tenían to-

nalidades artificiales que ayudaran a descartar que se tratara de falsos positivos.

No obstante, las formas más abundantes (fibra 40.2 % y fragmentos 53.4 %), coinciden con la investigación realizada en la cuenca del río Tamesis en Reino Unido (Horton *et al.*, 2017), en el que se encontró una mayor presencia de filamentos (47.4 %) y fragmentos (49.3 %) mientras que las películas plásticas fueron las menos abundantes (3.3 %), al igual que en esta muestra (0.83 %).

La presencia de los microplásticos se reporta en diferentes estudios en los diferentes ambientes marinos, por ejemplo, en Indonesia, Argeswara *et al.* (2021) evaluó muestras de agua en una zona de alimentación de mantarrayas, a pesar de que su matriz no coincide con la de este estudio, sus resultados fueron semejantes ya que los fragmentos se portaron como la forma con mayor abundancia (48 %) y en su mayoría los microplásticos fueron transparentes (45.9 %) por lo que se guarda semejanza.

Nascimento *et al.* (2021) estudió sedimentos de playas con diferentes niveles de desarrollo urbano en la costa del litoral este de Brasil. El autor obtuvo la mayor concentración de microplástico en una playa urbana turística y sus resultados mostraron una similitud en cuanto a las formas más abundantes (fragmentos 85.1 % y fibras 4.3 %), sin embargo, hubo diferencia en los resultados por color, ya que obtuvo predominancia en blanco (49.3 %) y azul (30.9 %), mientras que en el presente estudio fue el transparente (39.1 %) y marrón (14.8 %).

Etapa de ejecución

Color y forma de los microplásticos

Los colores con mayor abundancia reportados en el presente estudio coinciden con los reportados en la ingesta de diferentes especies marinas (azul, blanco, transparente, gris, amarillento, rojo y negro) (Boerger *et al.*, 2010; Sánchez, 2018; Xiong *et al.*, 2019; Escobar *et al.*, 2019; Caron *et al.*, 2016; Hidalgo-Ruz

et al., 2020; M.P *et al.*, 2021), lo que podría dar pie a la hipótesis en la que la fauna de la zona local de las distintas playas podría sufrir una tendencia a confundir los microplásticos presentes en el entorno con su alimento, sin embargo se requieren investigaciones que confirmen o nieguen esta teoría.

El color de los microplásticos reveló tendencias similares a los colores encontrados en otras playas mexicanas (Cruz-Salas *et al.*, 2020; Sánchez-García, 2016) alejadas de la zona de estudio, e incluso a la de playas de otros países (Iannacone *et al.*, 2019), mientras que la forma con mayor concentración encontrada en este estudio (fibra), se reporta en playas de todo el mundo con concentración predominante (Tiwari *et al.*, 2019; Cruz-Salas *et al.*, 2020; Iannacone *et al.*, 2019). Lo anterior nos indica un posible patrón en las características de los microplásticos presentes en el entorno marino.

Varios autores confirman que la forma aunada al color permite descifrar las posibles fuentes de microplástico (Cruz-Salas *et al.*, 2020; Sánchez, 2018; Rivas & Garelli, 2021). La forma predominante de microplástico encontrado en los sedimentos de playas (fibras) y el color (azul, gris y negro), pueden estar relacionados a las descargas de los efluentes de aguas residuales, a la fragmentación de redes de pesca, cuerdas abandonadas, botellas de agua, llantas y taparoscas.

Microplástico por tipo de playa

Los resultados obtenidos a través de la metodología por flotación indican la presencia de microplástico en las 4 tipologías de playa con variaciones en cantidad, morfología y color. La variabilidad de las muestras se calculó con el error estándar para cada playa y se obtuvieron valores altos para Boquita, Brisas, Cocos y Salagua, debido a que se encontraron variaciones en los rangos de microplástico analizado en cada muestra, por ejemplo, en playa Boquita (la playa con mayor error estándar) se encontró un total de 53 mi-

croplásticos para una muestra mientras que para otra se encontraron 606 microplásticos.

A pesar de que las concentraciones más abundantes se encontraron en la playa urbana Las Brisas, la mayor concentración se registró en la categoría de sub-urbana. Esto puede estar relacionado al uso que se le brinda a cada playa y al entorno natural que las rodea, ya que en alguna de ellas existen cauces de arroyos cercanos que aportan sedimentos, lo que resultaría en una mayor concentración para la época de lluvias. Además, según Retama *et al.* (2016), Cruz-Salas *et al.* (2020) y Yu *et al.* (2016), la acumulación de las diferentes formas de microplásticos se puede derivar principalmente de actividades turísticas y por efluentes descargados de los hoteles y restaurantes a lo largo de las playas.

La Boquita y Melaque (sub-urbanas) son playas con alta demanda turística, al igual que playa Las Brisas (urbana), por el contrario, a pesar de que Salagua se encuentra en el núcleo urbano, esta playa no es de uso turístico, debido a que su fuerte oleaje no la hace una playa segura y atractiva para los visitantes, lo que se relaciona a la ausencia de enramadas en la línea de costa, en su lugar se encuentran casas de playa y áreas naturales sin construcción.

La abundancia promedio del presente estudio (127.6 ± 95 MP por 50 g de sedimento seco), es similar a la encontrada por Piñon-Colin (2019) (135 ± 92 MP kg^{-1} de sedimento seco), en el que se analizaron 21 playas y se encontró que la abundancia de microplásticos es mayor en las playas urbanas que en las playas rurales de la Península de Baja California. Respecto a la forma más abundante, las fibras obtuvieron un 91% del total de microplástico, muy similar al del presente estudio, 88 %.

Por otra parte, Alvarez-Zeferino (2020) reportó la presencia de microplástico en 33 playas de México y obtuvo la mayor concentración en las playas urbanas sobre-desarrolladas; la forma más común fue fragmentos (56 %) y espumas (15 %) con color pre-

dominante en blanco (23 %) azul (17 %) y verde (17 %). Los resultados de las playas de Colima y Jalisco coinciden con predominancia de fragmentos, sin embargo, los resultados no fueron similares para las espumas, por otra parte, las tonalidades encontradas por el autor también se reportan en el presente estudio, a pesar de ello, no son las predominantes, a excepción del azul.

Sánchez (2018) evaluó la presencia de microplásticos en peces comerciales, agua y sedimento del estuario de Tecolutla, Veracruz, los resultados en el sedimento señalaron un mayor número de fibras (52 microplásticos) y fragmentos (21 microplásticos) en 600 g de sedimento seco, por lo que se coincide en los resultados. El autor utilizó la clasificación por color y encontró un mayor número de microplásticos en color negro (45) y azul (5), por lo que se guarda similitud en cuanto al color predominante, 45 % para el azul y 11 % en el negro.

Se podría pensar que solo las playas con diferentes niveles de desarrollo urbano se encuentran contaminadas con microplástico, sin embargo, los resultados

obtenidos en este trabajo permiten confirmar la presencia de estos contaminantes en playas sin modificaciones antropogénicas y lejos de la urbanización. De acuerdo con lo anterior, Pelamatti *et al.* (2021), confirma la presencia de microplástico en el archipiélago de Revillagigedo, el cual se decretó como parque nacional en 2017, encontrando una mayor presencia de fragmentos (44 %) y fibras (35 %), de manera similar que en el presente estudio, confirmando así la ubicuidad de la contaminación por microplástico.

La comparación de los resultados obtenidos en el presente estudio coincide con lo reportado en abundancia y formas por distintos autores en diferentes zonas costeras, siendo las filamentos y fragmentos los más presentes, por lo que se podría establecer un posible patrón entre las formas más abundantes por efecto de su origen y composición. El turismo masivo es un factor determinante para la contaminación de las playas; en las urbanas y sub-urbanas se desarrollan actividades turísticas y comerciales pueden ser una parte de la fuente de microplásticos encontrados y el resto por efecto de su dispersión desde otros sitios.

5. Conclusiones / Consideraciones finales

La investigación permitió identificar la abundancia de microplástico durante la época de secas y en baja afluencia turística. La confirmación de la presencia de microplástico en todas las tipologías de playa durante este espacio temporal constituye una importante contribución a la comprensión del alcance de la dispersión que tienen los desechos plásticos en el ambiente costero-marino.

El uso de las técnicas de flotación, luz polarizada e identificación visual, como una integración de procesos da lugar a una forma accesible para identificar y clasificar microplásticos en zonas costeras. Los resultados obtenidos con la aplicación de estas técnicas para la clasificación de microplásticos, permitió infe-

rir que existe una mayor abundancia de microplástico secundario, fibra y fragmento, con color predominante en azul, gris y negro, por lo que las fuentes más probables de contaminación son: redes de pesca, fibras textiles, tapas de botella y bolsas desechables.

Es importante destacar que los microplásticos están presentes en todas partes, incluso en aquellas playas consideradas naturales y, que la abundancia y tipo de microplásticos se encuentran relacionados con el tipo de playa y/o los niveles de actividades antropogénicas en las costas de Colima y Jalisco, como ya se ha demostrado en diversos estudios, el turismo a gran escala es un factor determinante para la contaminación de las playas.

Es importante prestar atención a los focos de contaminación y tomar en cuenta los espacios temporales en los que se realizan los estudios, puesto que, para un espacio temporal de alta afluencia turística o de lluvia se esperaría un mayor aporte de contami-

nación para las diferentes zonas de playa. Se requiere de la participación en conjunto de los ciudadanos, las empresas y el gobierno para disminuir significativamente el uso de plástico, así como la mejora en la gestión de los residuos plásticos y su reciclaje.

6. Referencias

- Alvarez-Zeferino J., Ojeda-Benítez, S., Cruz-Salas, A., Martínez-Salvador, C. y Vázquez-Morillas, A. (2020). Microplastics in Mexican beaches. *Resources, Conservation and Recycling*, 155 (104633). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104633>
- Anderson, A.G., Grose, J., Pahl, S., Thompson, R.C., Wyles, K.J., 2016. Microplastics in personal care products: exploring perceptions of environmentalists, beauticians and students. *Mar. Pollut. Bull.* 113: 454–460. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.048>.
- Argeswara, J., Gede, I., Sila, I. y Germanov, E. (2021). What's in the soup? Visual characterization and polymer analysis of microplastics from an Indonesian manta ray feeding ground. *Marine Pollution Bulletin*. Volume 168, 112427. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112427>
- Augusto, A., Tomiob, Y., Rossob, B., Gambarob, A., Sfrisob, A., Coramic, F., Rastellid, E., Corinaldesie, C., Mistria, M. y Munaria, C. (2020). Microplastic accumulation in benthic invertebrates in Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Environment International*, 137: 1 – 8. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105587>
- Avio, C. G., Gorbi, S., & Regoli, F. (2017). Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. *Marine Environmental Research*, 128, 2-11. doi: 10.1016/j.marenvres.2016.05.012.
- Barnes, D., Galgani, F., Thompson, R., y Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 364: 1985-1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Besley, A., Vijver, M., Behrens, P. y Bosker, T. (2017). A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Marine Pollution Bulletin*. 114(1): 1-7 DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.08.055
- Blanco, M. y Madrid, J. (2004). Evaluación espacio-temporal de la biomasa del fitoplancton y nutrientes en la costa central de Jalisco y Manzanillo, Colima. Tesis de Licenciatura. CUCBA, UdeG, Jalisco, 87p.
- Boerger, C., M., Lattin, G. L., Moore, S. L., & Moore, C. J. (2010). Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 60(12):. 2275-2278. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.08.007>
- Borges-Ramírez, M. Mendoza-Franco, E., Escalona-Segura, G. y Rendón-vonOsten, J. (2020). Plastic density as a key factor in the presence of microplastic in the gastrointestinal tract of commercial fishes from Campeche Bay, Mexico. *Environmental Pollution*. 267 (115659). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115659>
- Caron, A., Thomas, C., Ellen, A., Berry, K., Boyle, S., Motti, C. y Brodie, J. (2016). Extraction and identification of microplastics from sea turtles: method development and preliminary results. Centre for Tropical Water & Aquatic Ecosystem Research (TropWATER). Publication 15/52, James Cook University, Townsville, 37 pp.
- Carpenter, E. y Smith, K. (1972). Plastics on the Sargasso Sea Surface. *Science*, 175 (4027): 1240-1241. <https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240>
- Carson, H., Colbert, S. Kaylor, M. McDermid, K. (2011). Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 1708–1713. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.05.032
- Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Palma, Á., Na-

- varro, S., García-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernández-de-Puelles, M. y Duarte, C. (2014). Plastic debris in the open ocean. *PNAS*, 111(28): 10239-10244. <https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>
- Cruz, A. (2017). Análisis comparativo de tres indicadores de contaminación en playas recreativas del litoral de Manzanillo, Colima: Bahía de Santiago y Bahía de Manzanillo. Universidad de Colima, Colima. https://www.researchgate.net/publication/354267760_Analisis_Comparativo_de_tres_indicadores_de_contaminacion_en_playas_recreativas_del_litoral_de_Manzanillo_Colima_-_Tesis_de_licenciatura
- Cruz, A. (2020). Evaluación de la calidad ambiental y su relación con la presencia de microplásticos en cinco playas mexicanas [Tesis de maestría, Universidad Autónoma Metropolitana]. http://zaloamati.azc.uam.mx/bitstream/handle/11191/6843/Evaluacion_de_la_calidad_ambiental_Cruz_Salas_A_2020.pdf?sequence=1
- Cruz-Salas, A., Alvarez-Zeferino, J., Martínez-Salvador, C. y Enriquez-Rosado, M. Gutiérrez-Ortiz, R. Vázquez-Morillas, A. y Ojeda-Benitez, S. (2020). Cuantificación y caracterización de microplásticos y residuos sólidos urbanos en playa Zipolite, Oaxaca. *Ciencia y Mar*, XXIV (71): 3-21. <https://www.researchgate.net/publication/341608868>
- Davison, P. y Asch, R. (2011). Plastic ingestion by mesopelagic fishes in the North Pacific Subtropical Gyre. *Marine Ecology Progress Series*, 432: 173-180. <http://doi.org/10.3354/meps09142>
- De-la-Torre, G. (2019). Microplásticos en el medio marino: una problemática que abordar. *Ciencia y Tecnología*, 15(4): 27-37. <http://revistas.unitru.edu.pe/index.php/PGM/article/view/2647>
- Elías, R. (2015). Mar Del Plástico: Una Revisión Del Plástico En El Mar. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 27: 83-105. <http://hdl.handle.net/1834/10964>
- Enríquez-Hernández, G. (2003). Criterios para Evaluar la aptitud recreativa de las playas en México: una propuesta metodológica. *Gaceta ecológica*, 68, 55-68. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53906806>
- Escobar, E., Izquierdo, Y. y Remuzgo, G. (2019). Impacto de la ingesta de residuos plásticos en peces. *Revista Kawsaypacha*, 4: 79-92. <https://doi.org/10.18800/kawsaypacha.201902.004>
- FAO. (2017). Microplastics in fisheries and aquaculture. Fisheries and Aquaculture Technical Paper 615. <http://www.fao.org/3/a-i7677e.pdf>
- Farady, S. (2019). Microplastics as a new, ubiquitous pollutant: Strategies to anticipate management and advise seafood consumers. *Marine Policy*, 104: 103-107. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.02.020>
- Garrido, M. y López, E. (2010). Consecuencias del turismo de masas en el litoral de Andalucía (España). *Caderno Virtual de Turismo*, Vol. 10, N° 1. <https://www.redalyc.org/pdf/1154/115412537010.pdf>
- Gregory, M. (1977). Plastic pellets on New Zealand beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 8(4): 82-84. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(77\)90193-X](https://doi.org/10.1016/0025-326X(77)90193-X)
- Gregory, M. y Andrady, A. (2003). Plastics in the marine environment en Andrady, A. (Ed.), *Plastics and the Environment*, 1 – 747. John Wiley and Sons.
- Grupo de Investigación de Economía Ecológica. (2016). Las playas y su gestión sostenible. Universidad Nacional de Mar del Plata. Facultad de Ciencias Económicas y Sociales. <https://eco.mdp.edu.ar/institucional/eco-enlaces/1851-las-playas-y-su-gestion-sostenible>
- Hidalgo-Ruz, V., Luna-Jorquera, G., Eriksen, M., Frick, H., Miranda-Urbina, D., Portflitt-Toro, M., Rivadeneira, M., Robertson, C., Scofield, R., Serratosa, J., Suazo, C. y Thie, M. (2020) Factors (type, colour, density, and shape) determining the removal of marine plastic debris by seabirds from the South Pacific Ocean: Is there a pattern? *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 1-19. <https://doi.org/10.1002/aqc.3453>
- Horton, A., Svendsen, C., William, R. Spurgeon, D. y Lahive, E. (2016). Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK- Abundance, sources and methods for effective quantification. *Marine Pollution Bulletin*, 114: 218-226. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.09.004.
- Huerta, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., van der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A. A. y Geissen, V. (2017). Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. *Environmental Pollution*, 220: 523-531. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.096>
- Huerta, E., Thapa, B., Yang, X., Gertsen, H., Salánki, T., Geissen, V., y Garbeva, P. (2018). Decay of low-density polyethylene by bacteria extracted from earthworm's guts: A potential for soil restoration. *Science*

- of *The Total Environment*, 624: 753–757. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.144>
- Iannacone, J., Huyhua, A., Alvaríño, L., Valencia, F., Principe, F., Minaya, D., Ortega, J., Argota, G. y Castañeda, L. (2019). Microplásticos en la zona de marea alta y supralitoral de una playa arenosa del litoral costero del Perú. *The Biologist* (Lima). 17 (2): 335-346.
- Jiménez-Orocio, O., P. Hesp, M. L. Martínez, I. Espejel y P. Moreno-Casasola. (2014). Tipos de dunas. In: Martínez, M. L., P. Moreno-Casasola, I. Espejel, O. Jiménez-Orocio, D. Infante-Mata y N. Rodríguez-Revelo (eds.). Diagnóstico general de las dunas costeras de México. Comisión Nacional Forestal. México, D.F., México. Pp. 1-350.
- Kalčíková, G., Alič, B., Skalar, T., Bundschuh, M. y Gotvajn, A.Ž. (2017). Wastewater treatment plant effluents as source of cosmetic polyethylene microbeads to fresh water. *Chemosphere* 188: 25–31. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.131>
- Lara-Lara, J., Arreola-Lizárraga, J., Calderón-Aguilera, L., Camacho-Ibar, V., De La Lanza-Espino, G., Escofet, A., Espejel-Carvajal, M., Guzmán-Arroyo, M., Ladah, L., López-Hernández, M., Meling-López, A., Moreno-Casasola, P., Reyes-Bonilla, H., Ríos-Jara, E., y Zertuche-González, J. (2008). Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. En Jorge Soberón, Gonzalo Halffter y Jorge Lorente (Eds.), Capital Natural de México. Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad (pp. 109-134). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Lavers, J., Dicks, L. Dicks, M. y Finger, A. (2019). Significant plastic accumulation on the Cocos (Keeling) Islands, Australia. *Scientific Reports*, 9(7102): 1-9. [10.1038/s41598-019-43375-4](https://doi.org/10.1038/s41598-019-43375-4)
- Liu, K., Zhang, F., Song, Z., Zong, C., Wei, N. y Li, D. (2019). A novel method enabling the accurate quantification of microplastics in the water column of deep ocean. *Marine Pollution Bulletin*. 146: 462-465. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.008>
- Lots, F., Behrens, P., Vijver, M., Horton, A., y Bosker, T. (2017). A large-scale investigation of microplastic contamination: Abundance and characteristics of microplastics in European beach sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 123 (1-2): 219-226. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.057>
- Lusher, A. (2015). Microplastics in the Marine Environment: Distribution, Interactions and Effects en Marine Anthropogenic Litter (pp. 245-307) Springer International Publishing. DOI: 10.1007/978-3-319-16510-3_10
- M.P., J., S.B., S., Rodríguez – Gonzalez, F., Campos, L., Hernández-Camacho, C. y Sarkarf, S.K. (2021). Evidences of microplastics in diverse fish species off the Western Coast of Pacific Ocean, Mexico. *Ocean & Coastal Management*. 204: (105544), <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105544>
- Martínez, A. (01 mayo 2018). Litorales de México: Información de los litorales en México. Para Todo México. <https://www.paratodomexico.com/geografia-de-mexico/litorales-de-mexico.html>
- Masura, J., Baker, J., Foster, G. y Arthur, C. (2015). Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48.
- Mazariegos-Ortiz, C., De los Ángeles, M. Carrillo-Ovalle L., Pereira, R., Costa, M. Meigikos, R. (2020). First evidence of microplastic pollution in the El Quetzalito sand beach of the Guatemalan Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 156(111220): 1-6. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111220>
- Moreno-Casasola, P. (2004). Las Playas y Dunas del Golfo de México. Una visión de la situación actual en Caso, M., Ezcurra, E y Pisanty, I. (Ed.), Diagnóstico ambiental del Golfo de México. 1, 491–520. Instituto Nacional de Ecología. http://cambioclimatico.gob.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/publicaciones/127/435_2004_Diag_ambiental_Golfo_Mexico.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Nascimento, I., Cunha P, Machado, L., Riscala, R., Bezerra, E., Silva, A., Sierpe, V. y Nogueira, M. (2021). Analysis of the occurrence of microplastics in beach sand on the Brazilian coast. *Science of The Total Environment*. 771: 144777. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144777>
- Ory, N., Chagnon, C., Felix, F., Fernández, C., Ferreira, J., Gallardo, C., Garcés Ordóñez, O., Henostroza, A., Laaz, E., Mizraji, R., Mojica, H., Murillo, V., Ossa, L., Preciado, M., Sobral P, Urbina, M. y Thiel, M. (2018). Low prevalence of microplastic contamination in planktivorous fish species from

- the southeast Pacific *Ocean. Marine Pollution Bulletin*, 127: 211-216. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.016>
- Pelamatti, T., Rios-Mendoza, L., Hoyos-Padilla, E., Galván-Magaña, F., De Camillis, R., Marmolejo-Rofriguez, A. y 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. 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112623>
- Piñon-Colin, T., Rodríguez-Jimenez, R., Pastrana-Corral, M., Rogel-Hernandez, E. y Wakida, F. (2018). Microplastics on sandy beaches of the Baja California Peninsula, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 63-71. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.03.055
- Purca, S. y Henostroza, A. (2017). Presencia de microplásticos en cuatro playas arenosas de Perú. *Revista Peruana de Biología* 24 (1): 101 – 106. <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v24i1.12724>
- Quijano, S., Olivos, A., Gaviño, J. y Galicia, M. (2006). Conservación y Protección de la Tortuga Marina en la costa de Manzanillo, Colima, durante cuatro temporadas de desove (2001-2004). Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán, pp. 390-397. INP-SAGARPA, México
- Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Nontarstefano, V., Carnevali, O., Papa, F., Rongioletti, A., Baiocco, F., Draghi, S., D'Amore, E., Rinaldo, D., Matta, M. y Giorgini, E. (2021). Plastics: First evidence of microplastics in human placenta. *Environment International*. 106274 (146). <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>
- Retama, I., M.P. J., Shruti, V.C., Velumani, S., Sarkar, S.K., Roy, Priyadarsi D. y Rodríguez-Espinosa, P.F. (2016). Microplastics in tourist beaches of Huatulco Bay, Pacific coast of southern Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 113 (1-2): 530–535. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.08.053
- Rivas, M. y Garelli, O. (10 de marzo 2021). Boell. Heinrich Böll Stiftung, Ciudad de México. <https://mx.boell.org/es/2021/03/10/impacto-de-la-contaminacion-por-plasticos-en-la-biodiversidad-y-patrimonio-biocultural>
- Rodrigues, J., Duarte, A., Santos-Echeandía, J. y Rocha-Santos, T. (2019). Significance of interactions between microplastics and POPs in the marine environment: A critical overview. *Trends in Analytical Chemistry*. 111: 252-260. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.038>
- Rojo-Nieto, E., y Montoto, T. (2017). Basuras marinas, plásticos y microplásticos: orígenes, impactos y consecuencias de una amenaza global. *Ecologistas en Acción*. (54pp).
- Romeo, T., Pietro, B., Pedà, C., Consoli, P., Andaloro, F. y Fossi, M. (2015). First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 95(1): 358–361. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.048>
- Rossi, L., Scherer, L., y Petry, M. V. (2019). First record of debris ingestion by the shorebird American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*) on the Southern coast of Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 138: 235- 240. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.051>
- Ryan, P. (2015). A Brief History of Marine Litter Research. En Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M., Marine Anthropogenic Litter. Springer, 1–25. DOI 10.1007/978-3-319-16510-3
- Ryan, P., Moore, C., Van Franeker, J., y Moloney, C. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 364: 1999-2012. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0207>
- Sánchez, L. (2018). Evaluación de la presencia de microplásticos en peces comerciales, agua y sedimento del estuario de Tecolutla, Veracruz. Universidad Autónoma Metropolitana]. <https://doi.org/10.24275/uami.q237hr94j>
- Sánchez-García, M., Rangel-Alvarez, N., Beltrán-Villavicencio, M., Vázquez-Morillas, A. y Alvarez-Zeferino, J. Separación y caracterización de micro-plásticos en playas mexicanas. (2016). Los residuos sólidos como fuente de materiales y energía. ISSN 2395-8170 Vol 9, Num. 13, 27-33. <https://www.researchgate.net/publication/329554229>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2018). Océanos y mares de México. México. Gobierno de México. <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/oceanos-y-mares-de-mexico>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2016). Cuadernos de divulgación ambiental. Costas y mares de México. Manejo inte-

- grado con amor. <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2013/CD002471.pdf>
- Semeoshenkova, V., Newton, A., Contin, A. y Greggio, N. (2016). Development and application of an Integrated Beach Quality Index(BQI). *Ocean and Coastal Management*. 143: 74 – 86. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2016.08.013
- Shim, W., Hong, S. y Eo, S. (2018). Marine Microplastics: Abundance, Distribution, and Composition en Microplastic Contamination in *Aquatic Environments*. 1-26. DOI: 10.1016/B978-0-12-813747-5.00001-1
- Siegfried, M., Koelmans, A., Besseling, E. y Kroeze, C. (2017). Export of microplastics from land to sea. A modelling approach. *Water Res.* 127: 249–257. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.011>.
- Silva, L., Gutiérrez, C., Galeana, L. y López, A. (2007). El impacto de la actividad turística en la calidad bacteriológica del agua de mar. *Gaceta Ecológica*, núm. 82, pp. 69-76 Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales Distrito Federal, México
- Silva, L., Gutiérrez, C., Pérez, R., Sosa, R. y Magaña, S. (2013). Playas y manejo aptitud recreativa en playas turísticas de Manzanillo, Colima, México. *European Scientific Journal*, 4: 1857 – 7881.
- Silva, R., Villatoro, M., Ramos, F., Pedroza, D., Ortiz, M., Mendoza, E., Delgadillo, M., Escudero, M., Félix, A. y Cid, A. (2014). Caracterización de la zona costera y planeamiento de elementos técnicos para la elaboración de criterios de regulación y manejo sustentable. Instituto de Ingeniería, UNAM. http://cco.gov.co/docs/ibermar/carac_zcostera.pdf
- Sonda de la Rosa, R. y Rojas, A. (2020). La playa como uso de negocios turísticos en México. Estudio comparativo Manzanillo–Puerto Vallarta. *Portes*, revista mexicana de estudios sobre la Cuenca del Pacífico, ISSN 1870-6800 14 (27), 119 – 148
- Stolte, A., Forster, S., Gerdts, G. Schubert, H. (2015). Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. *Marine Pollution Bulletin*, 99 (1–2): 16-229. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.022>
- Tang, Y., Rong, J., Guan, X., Zha, S., Shi, W., Han, Y., Du, X., Wu, F., Huang, W. y Liu, G. (2020). Immunotoxicity of microplastics and two persistent organic pollutants alone or in combination to a bivalve species. *Environmental Pollution*, 258(113845). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113845>
- Tiwari, M., Rathod, T., Ajmal, P., Bhangare, R. y Sahu, S. (2019). Distribution and characterization of microplastics in beach sand from three different Indian coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 140: Pages 262-273. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.055>
- Urban-Malinga, B., Zalewski, M., Jakubowska, A., Wodzinowski, T., Malinga, M., Palys, B. y Dabrowska, A. (2020). Microplastics on sandy beaches of the southern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*. 155: (111170) <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111170>
- Valente, T., Sbrana, A., Scacco, U., Jacomini, C., Bianchi, J., Palazzo, L., De Lucia, G., Silvestri, C. y Mattidi, M. (2019). Exploring microplastic ingestion by three deep-water elasmobranch species: A case study from the Tyrrhenian Sea. *Environmental Pollution*. 253: 342-350. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.001>
- Vaz, B., Williams, A., Pereira, C. y Phillips, M. (2009). The importance of user's perception for beach management. *Journal of Coastal Research. Special Issue 56 Proceedings of the 10th International Coastal Symposium ICS 2009, Vol. II, The importance of user's perception for beach management*. 1164 – 1168. doi:10.2307/25737970
- Veerasingam, S., Mugilarasan, M., Venkatachalapathy, R. y Vethamony, P. (2016). Influence of 2015 flood on the distribution and occurrence of microplastic pellets along the Chennai coast, India. *Marine Pollution Bulletin*. 109, 196–204. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.082>
- Williams, A. y Micallef, A. (2009). *Beach management: Principles and practice*. London. Earthscan. DOI: 10.4324/9781849770033
- Williamson, C., Neale, P., Hylander, S., Rose, K., Figueroa, F., Robinson, S., Häder, D., Wängberg, S. y Worrest R. (2019). The interactive effects of stratospheric ozone depletion, UV radiation, and climate change on aquatic ecosystems. *Photochemical and Photobiological Sciences*, 3(18): 717-746. <https://doi.org/10.1039/C8PP90062K>
- Xiong, X., Tu, Y., Chen, X., Jiang, X., Shi, H., Wu, C. y Elser, J. (2019). Ingestion and egestion of polyeth-

- ylene microplastics by goldfish (*Carassius auratus*): influence of color and morphological features. *Helicon*, 5: 12. <https://doi.org/10.1016/j.helicon.2019.e03063>
- Xubiao, Y., Jinping, P., Jundong, W., Kan, W. y Shaowu, B. (2016). Occurrence of microplastics in the beach sand of the Chinese inner sea: the Bohai Sea. *Environmental Pollution*, 214: 722–730. doi:10.1016/j.envpol.2016.04.080
- Yntema, C. y Mrosovsky, N. (1982). Critical periods and pivotal temperatures for sexual differentiation in loggerhead sea turtles. *Canadian Journal of Zoology*, 60: 1012–1016
- Yu, Xubiao; Peng, Jinping; Wang, Jundong; Wang, Kan; Bao, Shaowu (2016). Occurrence of microplastics in the beach sand of the Chinese inner sea: the Bohai Sea. *Environmental Pollution*, 214(): 722–730. doi:10.1016/j.envpol.2016.04.080