



The Biologist (Lima)



ORIGINAL ARTICLE / ARTÍCULO ORIGINAL

MICROPLASTICS IN THE HIGH AND SUPRALITORIAL AREA OF A SAND BEACH OF THE COASTAL COAST OF PERU

MICROPLÁSTICOS EN LA ZONA DE MAREA ALTA Y SUPRALITORAL DE UNA PLAYA ARENOSA DEL LITORAL COSTERO DEL PERÚ

José Iannacone^{1,2,*}; Alonso Huyhua²; Lorena Alvarino¹; Fernando Valencia¹; Fabiola Principe¹;
David Minaya¹; José Ortega¹; George Argota³ & Luz Castañeda¹

¹Laboratorio de Ecología y Biodiversidad Animal (LEBA). Facultad de Ciencias Naturales y Matemática (FCNM). Universidad Nacional Federico Villarreal (UNFV). Lima, Perú.

²Laboratorio de Parasitología. Facultad de Ciencias Biológicas (FCB). Universidad Ricardo Palma (URP). Lima, Perú.

³Centro de Investigaciones Avanzadas y Formación Superior en Educación, Salud y Medio Ambiente "AMTAWI". Puno, Perú.

*Corresponding autor: joseiannacone@gmail.com

ABSTRACT

In recent years, plastic has become a commonly used material employed in various anthropogenic activities. Microplastics (MP) come from the fragmentation of larger plastics and are also manufactured to make cosmetic, pharmaceutical or industrial products. Once at sea they are incorporated into the food chain, being able to pass from a trophic level to a higher one, including humans. In this work, the primary and secondary MPs on the sandy beach of the central coast, Venice, district of Villa El Salvador, Lima, Peru were evaluated in October 2018. In all the samples evaluated, more primary MP (<1 mm) (particles·Kg⁻¹ of dry sand) than secondary MP (1–5 mm) (particles·Kg⁻¹) were found. A comparison with the worldwide academic literature indicates that the MP contamination values obtained in this study are still low. The most abundant primary MP was of the filamentous type, and in relation to color, other colors, transparent / white and blue were the dominant ones. The most abundant secondary MP was of the other forms type, and in relation to color the dominant ones were transparent / white and blue. The supralitoral zone presented a higher number of primary and secondary MPs compared to that of high tide. A global standardization of the sampling, extraction and analysis protocols of MP is necessary in the different environmental matrices for a better international academic comparison.

Keywords: Microplastic – primary microplastic – secondary microplastic – Peru

RESUMEN

En los últimos años, el plástico se ha convertido en un material de uso común empleado en distintas actividades antropogénicas. Los microplásticos (MP) provienen de la fragmentación de plásticos más grandes y también son manufacturados para elaboración de productos cosméticos, farmacéuticos o industriales. Una vez en el mar se incorporan en la cadena alimenticia, pudiendo pasar de un nivel trófico a otro superior, incluyendo a los seres humanos. En el presente trabajo se evaluaron en octubre del 2018, los MP primarios y secundarios en la playa arenosa de la costa central, Venecia, distrito de Villa El Salvador, Lima, Perú. En todas las muestras evaluadas se encontró más MP primario (< 1 mm) (partículas·Kg-1 de arena seca) que MP secundario (1–5 mm) (partículas·Kg-1). Una comparación con la literatura académica a nivel mundial señala que los valores de contaminación por MP obtenidos en el presente estudio aún son bajos. El MP primario más abundante fue del tipo filamentoso, y en relación al color, otros colores, transparente/blanco y azul fueron los dominantes. El MP secundario más abundante fue del tipo otras formas, y en relación al color los dominantes fueron el transparente/blanco y azul. La zona supralitoral presentó un número mayor de MP primarios y secundarios en comparación a la de marea alta. Es necesaria una estandarización global de los protocolos de muestreo, extracción y análisis de MP en las diferentes matrices ambientales para una mejor comparación académica internacional.

Palabras clave: Microplástico – microplástico primario – microplástico secundario – Perú

INTRODUCCIÓN

En los últimos años, el plástico sintético, extremadamente durable se ha convertido en un material muy utilizado para distintos tipos de actividades antropogénicas (Courtene-Jones *et al.*, 2019). Se producen cada vez más t de plástico por año y solo una pequeña parte es la que se recicla (Fuentes-Saez, 2018). El plástico presente en el mar posee diferentes configuraciones químicas, tamaños y formas, y por el efecto de las olas y los rayos UV, los trozos de plástico flotante comienzan a degradarse en fracciones de menor tamaño, llegando a escalas micro, nano y pico (Moos *et al.*, 2012; Birnstiel *et al.*, 2019; Courtene-Jones *et al.*, 2019; Horn *et al.*, 2019a).

Cerca de 322 mill de t de plástico son producidos a nivel mundial cada año (Birnstiel *et al.*, 2019). Se ha estimado que aproximadamente 275 mill de t métricas de plásticos fueron generadas por 192 países costeros en el 2010. De esta cantidad, 99,5 mill de t métricas (36%), fueron producidas en ciudades costeras, y 31,9 mill de t métricas (12%) fueron clasificadas como mal manejados. Un estimado de 4,8 a 12,7 mill de t métricas (2 al 5%) de los residuos plásticos han sido arrojados a los océanos (Sarria-Villa & Gallo-Corredor, 2016). Este material ha sido acumulado en el ambiente

debido a su durabilidad, al ser mayormente de un solo uso y por ende un servicio de vida corto (Birnstiel *et al.*, 2019; Tiwari *et al.*, 2019).

En Lima, la generación de residuos sólidos por haber registrado por sus municipios se ha incrementado (Gambini *et al.*, 2019). La contaminación en el litoral peruano ha sido consecuencia principalmente del aumento de los usos de la zona costera (ACOREMA, 2019). Las principales ciudades se han desarrollado en la costa marina peruana, con un aumento significativo del uso de plásticos en actividades agrícolas y riego tecnificado, actividades pesqueras y acuícolas, transporte marítimo, minería, explotación y transporte de hidrocarburos, desechos de la construcción, desechos urbanos y turismo, los cuales representan una fuente de generación de basura marina que podría afectar la trama trófica del mar peruano (MINAM, 2016).

A los microplásticos (MP) se les ha propuesto según Frias & Nash (2019) una definición como: “Microplásticos son cualquier partícula sólida sintética de matriz polimérica, con forma regular o irregular y con un rango de tamaño de 1 μ m a 5 mm, de origen de manufactura primaria o secundaria, los cuales son insolubles en agua”. Los MP son partículas <5mm que, aparte de provenir de la degradación o fragmentación de plásticos

grandes, también son manufacturados para elaboración de productos cosméticos, farmacéuticos o industriales (Andrady, 2011; Silva *et al.*, 2018; Birnstiel *et al.*, 2019; Picó & Barceló, 2019). Barbosa *et al.* (2020) señalan que el número de publicaciones en este tópico ha incrementado sustancialmente de solo 5 en el 2010 a 850 en el 2019.

Los MP se clasifican generalmente en primarios y secundarios, y en el ambiente marino se investigan en relación a: 1) aguas marinas y continentales; 2) sedimentos, 3) vertebrados e invertebrados, y finalmente, 4) interacciones químicas con otros contaminantes (Farrell & Nelson, 2013; Ivar do Sul & Costa, 2014; Gauci *et al.*, 2019; Horn *et al.*, 2019b; Barbosa *et al.*, 2020). Se considera que el 92% del plástico flotante en los océanos marinos son MP (Courtene-Jones *et al.*, 2019). Los MP pueden ser categorizados por su forma en fibras, fragmentos y esferas; y por su composición química, por ejemplo, Polietileno (PE), PE de baja densidad (LDPE) y PE Tereftalato (PET) y poliacrilatos (PA), entre otros (Yu *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2018; Horn *et al.*, 2019ab; Pico & Barceló, 2019; Barbosa *et al.*, 2020).

Entre los efectos del consumo de MP generados en los organismos, se ha descrito el impacto tóxico que genera en los seres vivos con muchas complicaciones a corto y largo plazo (Barboza *et al.*, 2018; Moore, 2008; Espinosa *et al.*, 2019; Barbosa *et al.*, 2020; Mohsen *et al.*, 2020). La bioacumulación y la biomagnificación de los MP de un nivel trófico al siguiente es uno de los impactos con mayor interés, debido a que alcanza a niveles tróficos superiores, incluidos los seres humanos (Farrell & Nelson, 2013; Germanov *et al.*, 2019). Dioses-Salinas *et al.* (2019) han revisado los efectos ecotoxicológicos de los MP y de contaminantes relacionados en microalgas, crustáceos y peces. Estas partículas no solo quedan en suspensión en el mar, sino que también llegan y se acumulan en la arena de las playas, debido a las mareas, lo cual constituye un problema de contaminación importante, especialmente en áreas protegidas (Cabrera, 2018; De la Torre, 2019; Tiwari *et al.*, 2019).

Los estudios en el Perú de MP en playas arenosas costeras son muy escasos (Purca & Henostroza, 2017). En Latinoamérica aun el Panorama es

reducido. Así, Rojo-Nieto & Montoto (2017) hicieron un análisis de la presencia de partículas de MP en el medio marino en Colombia. En México, Ruiz-Fernández *et al.* (2019) registraron la presencia de partículas de MP en las arenas de las playas de Mazatlán. Shahul-Hamid *et al.* (2018) recopilaron estudios con MP en playas arenosas de Chile, México y Brasil, entre otros.

Besley *et al.* (2017) encontraron que la localización del muestreo de MP en la playa varía entre las investigaciones, siendo la parte de la playa más analizada, la zona de marea alta. Un análisis reciente de literatura relevante señala que la localización del área de la playa muestreada por MP es un tópico que muestra variabilidad (Piperagkas *et al.*, 2019; Tiwari *et al.*, 2019; Alsam *et al.*, 2020). De igual manera, la determinación de los niveles, y la caracterización de los MP por su forma y color en las playas sigue siendo un tema de análisis en la literatura científica (Tiwari *et al.*, 2019; Aslam *et al.*, 2020).

En el presente trabajo se evaluó los MP en la zona de marea alta y supralitoral de una playa arenosa del litoral costero del Perú.

MATERIALES Y MÉTODOS

Toma de muestra: el 2 de octubre del 2018 durante la época primaveral a las 14:00 h se llevó a cabo un muestreo de MP en la playa arenosa Venecia, distrito de Villa el Salvador, Lima-Perú. Se seleccionó esta playa arenosa por ser representativa y accesible de la zona Sur de Lima. Esta playa durante el verano recibe una considerable presión humana de bañistas al estar inmersa y cercana a poblaciones altamente densas. La localización con GPS fue Lat. 12°23'13,9'' y Long. 76°97'44,5'' (Figura 1).

Se trabajó con un transecto lineal de marea alta y de supralitoral de 200 m cada uno. Aslam *et al.* (2020) señala que 100 m en una playa es un tamaño de muestreo que proporciona datos representativos para el análisis. Cada transecto fue separado en cuadrantes. Entre cuadrantes se tuvo una distancia de 7m, obteniendo 60 cuadrantes a lo largo de los 400m de marea alta y de supralitoral. Para delimitar



Figura 1. Localización del área de muestreo de MP en la playa arenosa Venecia, distrito de Villa el Salvador, Lima-Perú.

cada cuadrante se utilizó un marco de madera de 0,5m x 0,5m (0,25 m²) (Besley *et al.*, 2017; Piperagkas *et al.*, 2019). En campo, se tomó 1 kg de arena de cada cuadrante con la ayuda de un cucharón metálicos de cada una de las cuatro esquinas y de la parte central (cinco puntos) hasta un máximo de 5cm de profundidad (Piperagkas *et al.*, 2019). Posteriormente se pasó por dos tamizados con aberturas de 1mm y de 5mm, para una separación de los MP primarios y secundarios (Silva *et al.*, 2018). Se eliminaron los trozos de plástico mayores a 5 mm. Equipos de muestreo de plástico fueron estrictamente evitados como un mecanismo preventivo de contaminación por MP (Aslam *et al.*, 2020). Todas las muestras fueron colectadas en condiciones calmadas de actividad de marea baja (Tiwari *et al.*, 2019).

Los MP atrapados en el tamiz de 1mm fueron guardados en placas petri de vidrio, y almacenados y categorizados como MP secundarios y los que quedaron en la bandeja al pasar la abertura de 1 mm con la arena fueron categorizados como MP primarios, guardándolos en bolsas de papel kraft bien selladas o en jarras de vidrio con tapa de metal para su posterior análisis en el laboratorio (Besley *et al.*, 2017; Purca & Henostroza, 2017; Piperagkas *et al.*, 2019).

Extracción de MP primario: Se siguieron las recomendaciones de Besley *et al.* (2017) para la extracción del MP primario. Cada muestra de arena

se secó en una estufa a 60°C durante 48 h (Besley *et al.*, 2017; Aslam *et al.*, 2020). Se preparó una solución saturada de NaCl pesando 358,9 g de NaCl por L, y disolviéndolo en agua con agitación constante. A continuación, se pesó 50 g de cada muestra seca en una balanza analítica y se vació en una botella de vidrio de 286mL, se añadió 200 mL de la solución saturada de NaCl y se agitó en forma constante durante 15 min. Transcurrido ese tiempo se dejó reposar cada muestra durante 5-7 h para permitir que el MP primario emerja a la superficie por flotabilidad dentro de la solución y que la arena quede sedimentada en el fondo de la botella por diferencias de densidad (método de concentración por flotación de Willis) (Besley *et al.*, 2017).

Recuento de MP primario: pasadas las 5 a 7 h de reposo en las botellas de vidrio, cada recipiente se llenó con solución saturada de NaCl hasta formar una curvatura de agua en el borde de la botella, con ayuda de una pinza de metal se sujetó un cubreobjeto de vidrio de 20 mm x 20 mm y se colocó sobre la curvatura, fijando el MP existente. Se colocaron en forma secuencial cinco cubreobjetos por cada botella. Finalmente se colocó cada cubreobjeto en una lámina portaobjeto de 25 x 75 mm No. 1,5 - 0,16 a 0,19 mm de espesor y se observó al microscopio óptico a 10X y 40X. Se realizó por triplicado este mismo procedimiento, para cada botella y recuperar la mayor cantidad de MP primario (Besley *et al.*, 2017). Todas las partículas de extracción de MP que parecían ser MP

fueron fotografiadas para su posterior reconocimiento.

Recuento de MP Secundario: Se colocaron las muestras secas de MP secundario de cada cuadrante en placas petri y se observaron en un microscopio estereoscopio. Cada muestra fue fotografiada para su posterior clasificación.

Examinación microscópica

Se siguió para su clasificación por sus atributos físicos como forma y color de los MP a Hidalgo-Ruiz *et al.* (2012). Las partículas de MP primarios y secundarios fueron clasificadas por su forma en redondo, filamentoso, angular y otras formas. Por el color fueron clasificados en azul, rojo, transparente/blanco, negro, verde y otros colores (pardo, morado, amarillo, etc.). Los resultados se expresaron en N° partículas de MP·kg⁻¹ de arena

seca siguiendo a Tiwari *et al.* (2019) y a Aslam *et al.* (2020).

Aspectos éticos

Los autores señalan que se cumplieron todas las normas éticas nacionales e internacionales.

RESULTADOS

MP primario: Se catalogó el MP primario presente en la playa arenosa Venecia, Lima, Perú en un transecto de marea alta y supralitoral de 200 m lineales cada uno. Se encontraron un total 56,32 partículas de MP·2kg⁻¹ de arena en total sumando la zona de marea alta y supralitoral. Los resultados obtenidos de MP primarios están presentes en la Tabla 1.

Tabla 1. Catalogación del MP primario (partículas de MP·2kg⁻¹ de arena) en la Playa Venecia, distrito de Villa el Salvador, Lima, Perú en un transecto en base a la sumatoria de marea alta y supralitoral.

Forma/Color	Azul	Rojo	Transparente/ blanco	Negro	Verde	Otros colores	Total Formas
Redondo	0,11	0,33	0	0,22	0	0,66	1,32
Filamento	5,83	2,75	11	5,94	0,33	22,66	48,51
Angular	0,44	0,22	0	0,11	0,22	0,33	1,32
Otras formas	0,55	0,55	0,55	0	1,10	2,42	5,17
Total Colores	6,93	3,85	11,55	6,27	1,65	26,07	56,32

Tabla 2. Catalogación del MP primario (partículas de MP·kg⁻¹ de arena) en la Playa Venecia, distrito de Villa el Salvador, Lima, Perú en un transecto de marea alta.

Forma/Color	Azul	Rojo	Transparente/ blanco	Negro	Verde	Otros colores	Total Formas
Redondo	0,11	0,33	0	0,22	0	0,44	1,10
Filamento	3,08	1,65	1,98	1,10	0,33	1,76	9,90
Angular	0,11	0,22	0	0	0,11	0,22	0,66
Otras formas	0,55	0,44	0,55	0	1,1	2,31	4,95
Total Colores	3,85	2,64	2,53	1,32	1,54	4,73	16,61

Tabla 3. Catalogación del MP primario (partículas de MP·kg⁻¹ de arena) en la Playa Venecia, distrito de Villa el Salvador, Lima, Perú en un transecto de supralitoral.

Forma/Color	Azul	Rojo	Transparente/ blanco	Negro	Verde	Otros colores	Total Formas
Redondo	0	0	0	0	0	0,22	0,22
Filamento	2,75	1,10	9,02	4,84	0	20,90	38,61
Angular	0,33	0	0	0,11	0,11	0,11	0,66
Otras formas	0	0,11	0	0	0	0,11	0,22
Total Colores	3,08	1,21	9,02	4,95	0,11	21,34	39,71

La mayor cantidad de MP primario en cuanto a forma fue del tipo filamentososa (86,13%), y la forma menos relevante fue la redonda junto con las angulares (2,34%). Mientras que, tomando en cuenta a las coloraciones, el color con mayor predominancia fue otros colores (pardo, morado, amarillo, etc.) (46,28%), seguido del transparente/blanco (20,50%) y del azul (12,30%) (Tabla 1).

Comparando las 2 zonas muestreadas, se obtuvo que la zona con mayor presencia de MP primario fue la zona supralitoral con 16,61 partículas de MP·kg⁻¹ versus 39,71 partículas de MP·kg⁻¹ de la zona de marea alta. También se tiene que la forma que más prevaleció en ambas zonas fue la filamentososa con 59,60% y 97,22%, respectivamente.

A continuación se muestra las imágenes más representativas de los MP primarios fotografiados en la Figura 2.

MP secundario: Se catalogó el MP secundario presente en la playa arenosa Venecia, Lima, Perú en un transecto de marea alta y supralitoral de 200 m lineales cada uno. La presencia de MP secundario presentó 29,25 partículas de MP·2kg⁻¹ de arena en total, las cuales en cuanto a las formas el valor más alto nuevamente fue otras formas (42,46%), seguido de la angular (35,38%), mientras que las redondas o esféricas fueron las de menor número (4,17%). En cuanto a los colores el más predominante fue el transparente/blanco (39,54%) y el menos frecuente fue el verde (5,32%). Estos datos fueron tabulados como se muestra en la Tabla 4.

Tabla 4. Catalogación del MP secundario (partículas de MP·2kg⁻¹ de arena) en la Playa Venecia, distrito de Villa el Salvador, Lima, Perú en un transecto en base a la sumatoria de marea alta y supralitoral.

Forma/Color	Azul	Rojo	Transparente/ blanco	Negro	Verde	Otros colores	Total Formas
Redondo	0	0	1,11	0,11	0	0	1,22
Filamento	2,44	1,44	0,33	0,77	0,22	0	5,20
Angular	3,33	0,99	2,44	0,22	0,66	2,77	10,41
Otras formas	2,33	1,22	7,66	0,55	0,66	0	12,42
Total Colores	8,10	3,65	11,54	1,65	1,54	2,77	29,25

La catalogación del MP secundarios en la playa Venecia, distrito de Villa el Salvador, Lima, Perú en

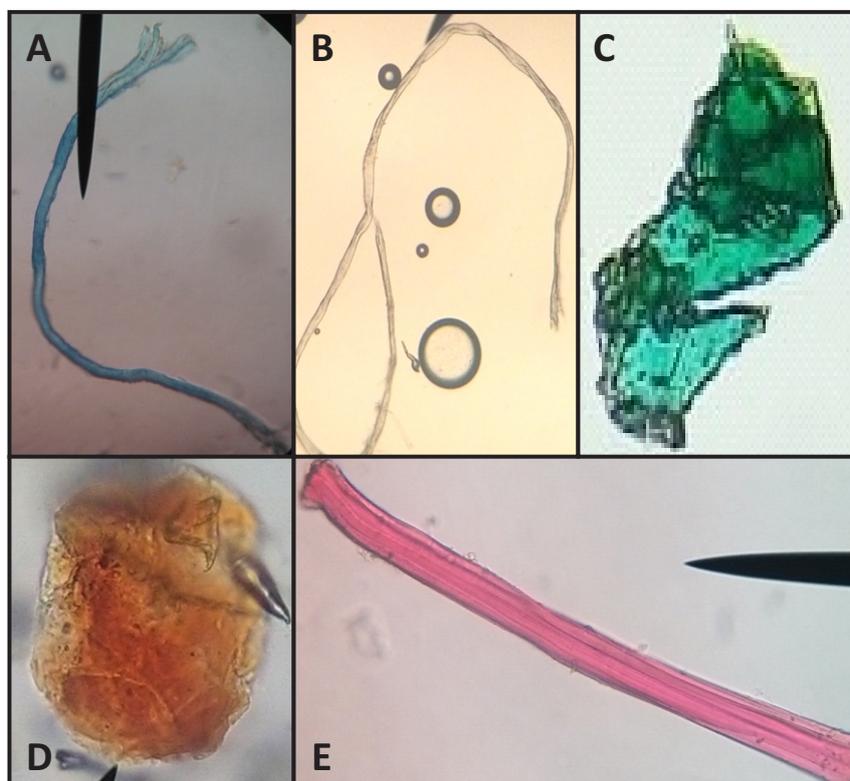
forma separada por transecto de marea alta y supralitoral es mostrada en las Tablas 5 y 6.

Tabla 5. Catalogación del MP secundario (partículas de MP·kg⁻¹ de arena) en la Playa Venecia, distrito de Villa el Salvador, Lima, Perú en un transecto de marea alta.

Forma/Color	Azul	Rojo	Transparente/ blanco	Negro	Verde	Otros colores	Total Formas
Redondo	0	0	0	0,11	0	0	0,11
Filamento	2,44	0,55	0,33	0,55	0,11	0	3,98
Angular	1,22	0,66	0,33	0	0,11	0,22	2,54
Otras formas	0,11	0,22	0,33	0,11	0,66	0	1,43
Total Colores	3,77	1,43	0,99	0,77	0,88	0,22	8,06

Tabla 6. Catalogación del MP secundario (partículas de MP·kg⁻¹ de arena) en la Playa Venecia, distrito de Villa el Salvador, Lima, Perú en un transecto de supralitoral.

Forma/Color	Azul	Rojo	Transparente/ blanco	Negro	Verde	Otros colores	Total Formas
Redondo	0	0	1,11	0	0	0	1,11
Filamento	0	0,89	0	0,22	0,11	0	1,22
Angular	2,11	0,22	2,11	0,22	0,55	2,55	7,76
Otras formas	2,22	1,00	7,33	0,44	0	0	10,99
Total Colores	4,33	2,11	10,55	0,88	0,66	2,55	21,08

**Figura 2.** (A) MP primario de forma filamentos, con extremos rasgados de color azul. (B) MP primario de forma filamentos, con borde irregular con extremos rasgados de color transparente. (C) MP primario irregular color verde translucido. (D) MP primario sub redondeado con una superficie irregular, de color anaranjado. (E) MP primario de forma filamentos, con bordes regulares, extremos rasgados y de color rojo.

Los resultados dicen que se obtuvo mayor cantidad en la zona supralitoral con 21,08 partículas de $\text{MP}\cdot\text{kg}^{-1}$ de arena, mientras que en la zona de marea alta fue 8,06 partículas de $\text{MP}\cdot\text{kg}^{-1}$ de arena. En la prevalencia de formas, no se ve una en particular que haya sobresalido, debido que solo en la zona de marea alta se encontraron mayor cantidad de partículas filamentosas de $\text{MP}\cdot\text{kg}^{-1}$ de arena, en cambio en la zona supralitoral se encontró que la forma angular prevaleció. En relación a los colores

en marea alta el orden decreciente fue: azul > rojo > transparente/blanco > verde > negro > otros colores. En cambio en la zona supralitoral la secuencia decreciente fue: transparente/blanco > azul > otros colores > rojo > verde > negro (Tablas 5 y 6).

A continuación se muestra las imágenes más representativas de los MP secundarios fotografiados en la Figura 3.

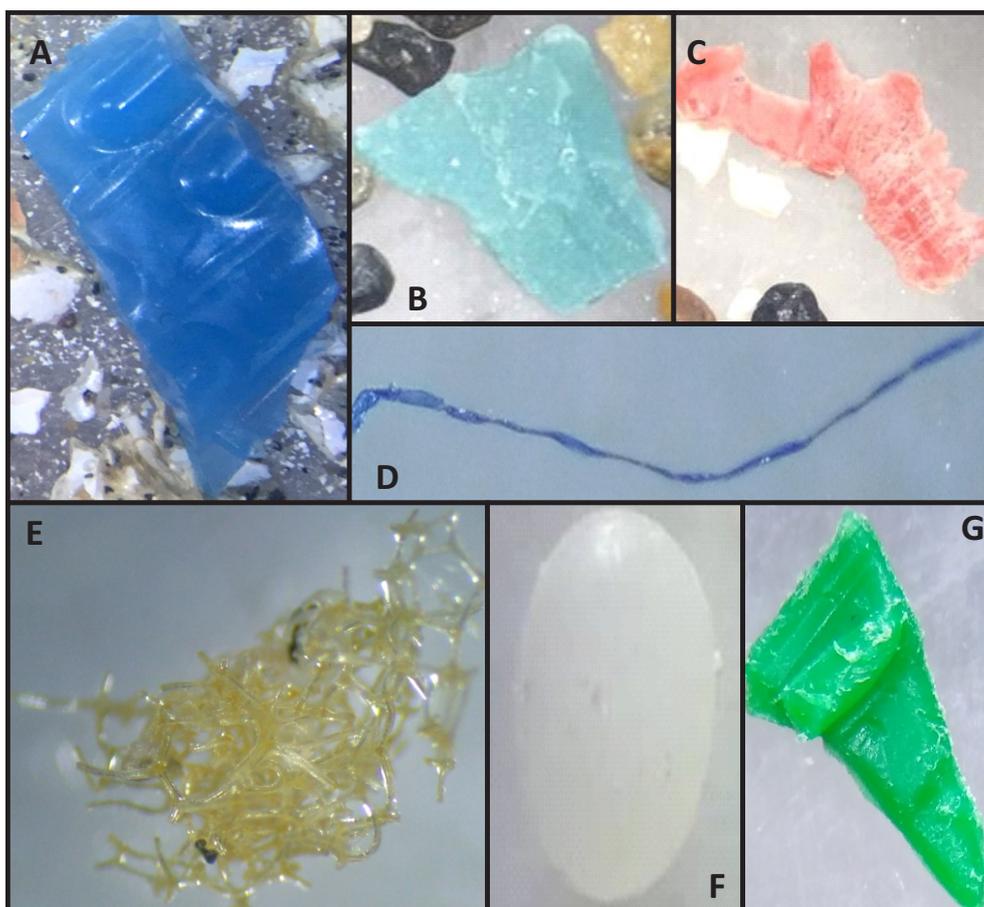


Figura 3. (A) MP secundario angular brillante de color azul. (B) MP secundario angular verde opaco. (C) MP secundario irregular rojo opaco. (D) MP secundario filamentoso, gebra de color azul. (E) MP secundario filamentoso entrecruzado como una red, iridiscente color amarillo. (F) MP secundario redondo opaco duro de color blanco. (G) MP secundario angular verde brillante.

DISCUSIÓN

En cuanto a la técnica utilizada, en esta investigación se aplicó la extracción de MP

primarios en arenas, mediante agitación con la solución de saturada NaCl (Método de Willis) (Tiwari *et al.*, 2019) con un tiempo para el reposo de 5 a 7 h, luego se realizó una extracción manual utilizando laminas cubreobjetos que nos permitió

obtener diversos MP primarios de diferentes características. Cabrera (2018) realizó una técnica de extracción de MP en arenas, donde la muestra fue procesada mediante agitación, reposó por 30 min, y posteriormente fue filtrada por una bomba al vacío y se extrajeron los MP primarios. Besley *et al.* (2017) señalan que existen variaciones en los procesos de extracción de MP en arenas de playas, y propone un protocolo que se siguió en el presente trabajo, el cual fue desarrollado para mejorar la comparabilidad entre investigaciones, requiere poca cantidad de equipamiento sofisticado y es fácilmente reproducible en los países en desarrollo (Tiwani *et al.*, 2019). Además, Nakajima *et al.* (2019) indicaron que para la separación de MP primarios de los sedimentos por densidad también se puede usar otras soluciones de sales de metales como ClZn y KI . La literatura académica señala que existen muchas variaciones en los procedimientos de muestreo y extracción de MP para su cuantificación (Bosker *et al.*, 2017).

La zona con mayor presencia de MP primario y MP secundario fue la zona supralitoral en comparación a la zona de marea alta. Piperagkas *et al.* (2019) señalan que factores como la granulometría del sedimento, la pendiente de la playa, la intensidad de las olas, el promedio de viento y la bioturbación – incluyendo la intervención humana, lo cual podría ser diferente entre la zona de marea alta y supralitoral en la playa Venecia, pudieran influenciar la presencia de MP y su mezcla con el sedimento. Debido a su baja densidad, los MP pueden ser transportados a las regiones costeras marinas por la actividad de las mareas, las corrientes de deriva y el viento por lo que la abundancia de los MP no es homogénea (Tiwari *et al.*, 2019; González-Hernández *et al.*, 2020). Tiwari *et al.* (2019) señalan que la variación en la abundancia de MP en las playas arenosas podría explicarse por los volúmenes que ingresan del océano por los residuos producidos en el ámbito terrestre. Muchos de estos parámetros usualmente no son considerados en las investigaciones relacionadas con MP en playas arenosas, lo cual hace difícil de entender que mecanismos exactamente influyen en el movimiento de los MP en forma horizontal y verticalmente en las playas.

Se determinó que existe la presencia de MP primario (<1mm) y secundario (1–5 mm) en la línea de marea alta y supralitoral en la Playa

Venecia, Lima, Perú. Se detectó para el MP primario que dominó en relación a la forma fue el filamentosos en ambas zonas. Para el MP secundario dominó en relación a la forma, el filamentosos en la zona marea alta, y el angular en la zona supralitoral. Numerosos trabajos en la literatura académica a nivel mundial coinciden en que los filamentosos son el tipo de MP encontrado con mayor frecuencia en las playas arenosas (Stolte *et al.*, 2015; Zobkov & Esiukova, 2017; Tiwari *et al.*, 2019; Aslam *et al.*, 2020). En el caso de otras playas marinas existen investigaciones que registran una mayor cantidad de MP que corresponden a pellets (Hidalgo-Ruiz *et al.*, 2012; Purca & Henostroza, 2017). Esta variación podría deberse a la estación del año y al número de visitantes que reciben las playas evaluadas. Piperagkas *et al.* (2019) señalan los MP denominados “MP duros” se encuentran más en los sedimentos profundos que los “MP ligeros” que se encuentran más en las capas superficiales. Los MP tipo filamentosos que fueron los dominantes en este estudio se consideran MP ligeros. De igual forma hay evidencia que diferentes niveles de la fauna marina ingieren los MP tipo fibra haciendo su presencia en el ambiente más perjudicial (Aslam *et al.*, 2020).

Para el MP primario con relación al color la catalogación otros colores fue la dominante para ambas zonas. Seguido del azul para la zona de marea alta y transparente/blanco para supralitoral. En cambio para el MP secundario con relación al color fue dominante el azul para la zona de marea alta y transparente/blanco para supralitoral. El color de los fragmentos de MP va a depender del tinte que se emplee en su manufactura, y por ende muestra la naturaleza sintética de esta contaminación. En ocasiones se verá afectado por la radiación UV del sol. Se ha demostrado que los animales marinos consumen su alimento pasivamente o selectivamente en relación con las características de las partículas como el color, por lo que el consumo de MP se da cuando comparten propiedades con las partículas del alimento que ingieren (Piperagkas *et al.*, 2019; Aslam *et al.*, 2020). La literatura muestra que el MP color azul posee mayor amenaza para la fauna marina, y los reportes muestran que son predominantemente ingeridos por crustáceos, larvas de peces, tortugas y mamíferos marinos (Aslam *et al.*, 2020). En cambio el MP de color blanco son ingeridas por las

comunidades zooplantónicas por su semejanza a sus presas (Aslam *et al.*, 2020).

Los fragmentos de plásticos duros encontrados en nuestra investigación pertenecen a la clasificación de MP secundarios menores a cinco mm, esta clasificación toma en cuenta las características físicas y morfológicas (tamaño, forma y color) del MP y nos permiten determinar su distribución en el ambiente y su biodisponibilidad a los organismos (González-Hernández *et al.*, 2020). En nuestro trabajo tomamos en cuenta dos categorías de clasificación (forma y color) de las muestras de MP secundarios.

En cuanto a la composición química, la mayoría de trabajos realizados tanto en el Perú como en el extranjero encuentran poliuretano (PE), polipropileno (PP), y estireno (EPS) como los polímeros más importantes (Cabrera, 2018; Picó & Barceló, 2019). Estos compuestos químicos son los más empleados en la fabricación de artículos que los turistas llevan a las playas, lo que podría contribuir a la correlación entre afluencia de gente y cantidad de MP encontrada, aunque se debe tomar en cuenta también la temporada de mayor afluencia del público.

En el presente estudio se han encontrado entre 16,61 (marea alta) a 39,71 (supralitoral) partículas de MP primario·kg⁻¹ de arena seca y 8,06 (marea alta) a 21,08 (supralitoral) partículas de MP secundario·kg⁻¹ de arena seca. Una comparación con la literatura académica a nivel mundial señala que los valores de contaminación por MP obtenidos en el presente estudio aún son bajos, y se localizan en el tercio inferior en base al número de partículas de MP·kg⁻¹ de peso seco de arena, presentándose entre 2,3 a 520 (Tiwari *et al.*, 2019). En el presente trabajo se empleó una de las unidades más empleadas que fue partículas de MP·kg⁻¹ de peso seco de arena (Aslam *et al.*, 2020). Sin embargo, los autores expresan los resultados para cuantificar los MP en playas arenosas y sedimentos superficiales con varias unidades de evaluación: g·m⁻², g·L⁻¹, mg·kg⁻¹, partículas·kg⁻¹ e ítems·m⁻², entre otras (Purca & Henostroza, 2017; Hamid *et al.*, 2018; Tiwari *et al.*, 2019; González-Hernández *et al.*, 2020).

Como se ha demostrado en este artículo de investigación, el conocimiento del número de MP

es muy importante, pero también la catalogación de su forma y tamaño de MP primarios y secundarios en la zona de marea alta y supralitoral de una playa arenosa. El uso de un conteo visual de MP con un microscopio óptico o un estereoscopio, aunque toma mucho tiempo y es propenso al error humano, es la técnica mejor establecida para cuantificar MP (Picó & Barceló, 2019). De la Torre (2019) señala que la identificación visual para el análisis de MP podría producir fallas en la caracterización de los MP. El análisis visual para la caracterización de MP requiere complementariamente otras técnicas como las vibracionales: FT-IR (Espectroscopía Infraroja de Transformación de Fourier) y la uFIR o uRaman (Espectroscopía de Raman) (Picó & Barceló, 2019; De la Torre, 2019). Estudios futuros requieren entender cuan importantes son estos MP en un ecosistema marino monitoreado, siendo que los MP están omnipresente en todas las matrices ambientales, requieren una mayor evaluación en agua marina y biota para comprender mejor la exposición y el riesgo ambiental (Piperagkas *et al.*, 2019; De la Torre, 2019). De igual forma concordamos con De la Torre (2019), quien indica que es necesaria una estandarización global de los protocolos de muestreo, extracción y análisis de MP en las diferentes matrices ambientales para una mejor comparación académica internacional.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACOREMA (Áreas Costeras y Recursos Marinos), 2019. *La contaminación marina por plásticos Información básica para docentes de primaria*. Acorema. Lima. 30 p.
- Andrady, A. 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62:1596-1605.
- Aslam, H.; Ali, T.; Mortula, M.M. & Attaelmanan, A.G. 2020. Evaluation of microplastics in beach sediments along the coast of Dubai, UAE. *Marine Pollution Bulletin*, 150: 110739.
- Barbosa, F.; Adeyemi, J.A.; Bocato, M.Z.; Comas, A. & Campiglia, A. 2020. A critical viewpoint on current issues, limitations, and future research needs on micro- and nanoplastics studies: from the detection to

- the toxicological assessment. *Environmental Research*, 182: 109089.
- Barboza, L.G.A.; Vieira, L.R.; Branco, V.; Carvalho, C. & Guilhermino, L. 2018. Microplastics increase mercury bioconcentration in gills and bioaccumulation in the liver, and cause oxidative stress and damage in *Dicentrarchus labrax* juveniles. *Scientific Reports*, 8: 15655.
- Besley, A.; Vijver, M.G.; Behrens, P. & Bosker, T. 2017. A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Marine Pollution Bulletin*, 114: 77-83.
- Birstiel, S.; Soares-Gomes, A. & da Gama, B.A.P. 2019. Depuration reduces microplastic content in wild and farmed mussels. *Marine Pollution Bulletin*, 140: 241-247.
- Bosker, T.; Behrens, P. & Vijver, M.V. 2017. Determining global distribution of microplastics by combining citizen science and in-depth case studies. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13: 536-541.
- Cabrera, D. 2018. *Determinación de la presencia de microplásticos en playas de Tenerife*. Tesis de grado. Departamento de Química. Universidad de la Laguna. Santa Cruz de Tenerife-España.
- Courtene-Jones, W.; Quinn, B.; Ewins, C.; Gary, S.F. & Narayanaswamy, B.E. 2019. Consistent microplastic ingestion by deep-sea invertebrates over the last four decades (10976-2015), a study from the North East Atlantic. *Environmental Pollution*, 244: 503-512.
- De la Torre, G.E. 2019. Microplásticos en el medio marino: una problemática que abordar. *Revista Ciencia y Tecnología*, 15: 27-37.
- Dioses-Salinas, D.C.; Pérez-Baca, B. & De la Torre, G.E. 2019. Ecotoxicological effects of microplastics and absorbed contaminants on aquatic organisms. *Manglar*, 16: 173-182.
- Espinosa, C.; Esteban, M.A. & Cuesta, A. 2019. Dietary administration of PVC and PE microplastics produces histological damage, oxidative stress and immunoregulation in European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.). *Fish and Shellfish Immunology*, 95: 574-583.
- Farrell, P. & Nelson, K. 2013. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*, 177: 1-13.
- Frias, J.P.G.L. & Nash, R. 2019. Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin*, 138: 145-147.
- Fuentes-Saez, D.G. 2018. *Microplásticos en el agua potable de la ciudad de Riobamba* (Bachelor's thesis). Universidad Nacional de Chimborazo. Riobamba.
- Gambini, R.; Palma, Y.; Ricra, O.; Vivas, G. & Vélez-Azañero, A. 2019. Cuantificación y caracterización de residuos sólidos en la playa San Pedro de Lurín, Lima, Perú. *The Biologist (Lima)*, 17: 197-205.
- Gauci, A.; Deidun, A.; Montebello, J.; Abela, J. & Galgani, F. 2019. Automating the characterisation of beach microplastics through the Application of mages analyses. *Ocean and Coastal Management*, 182, 104950.
- Germanov, E.S.; Marshall, A.D.; Hendrawan, I.G.; Admiraal, R.; Rohner, C.A.; Argeswara, J.; Wulandari, R.; Himawan, M.R. & Loneragan, N.R. 2019. Microplastics on the Menu: Plastics Pollute Indonesian Manta Ray and Whale Shark feeding grounds. *Frontiers in Marine Science*, 6: 679.
- González-Hernández, M.; Hernández-Sánchez, C.; González-Sálamo, J.; López-Darias, J. & Hernández-Borges, J. 2020. Monitoring of meso and microplastic debris in the Playa Grande beach (Tenerife, Canary Island, Spain) during a moon cycle. *Marine Pollution Bulletin*, 150: 110757.
- Hamid, F.S.; Bhatti, M.S.; Anuar, N.; Anuar, N.; Mohasn, P. & Periathamby, A. 2018. Worldwide distribution and abundance of microplastic: How dire is the situation? *Waste Management & Research*, 36: 873-897.
- Hidalgo-Ruz, V.; Gutow, L.; Thompson, R.C. & Thiel, M. 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology*, 46: 3060-3075.
- Horn, D.; Miller, M.; Anderson, S. & Steele, C. 2019a. Microplastics are ubiquitous on California beaches and enter the coastal food web through consumption by Pacific mole

- crabs. *Marine Pollution Bulletin*, 139: 213-237.
- Horn, D.A.; Granek, M.E.F. & Steele, C.L. 2019b. Effects of environmentally relevant concentrations of microplastic fibers on the Pacific mole crab (*Emerita analoga*) mortality and reproduction. *Limnology and Oceanography Letters*, doi:10.1002/lol2.10317.
- Ivar do Sul, J.A. & Costa, M.F. 2014. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*, 185:352-364.
- MINAM (Ministerio del Ambiente). 2016. *Plan Nacional de Gestión Integral de Residuos Sólidos 2016-2024*. Dirección General de Gestión de Residuos. MINAM. Lima, Perú. 85 p.
- Mohsen, M.; Zhang, L.; Sun, L.; Lin, C.; Wang, Q. & Yang, H. 2020. Microplastics fibers transfer from the water to the internal fluid of the sea cucumber *Apostichopus japonicus*. *Environmental Pollution*, 27:113606.
- Moos, N.; Burkhardt-Holm, P. & Köhler, A., 2012. Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environmental Science & Technology*, 46:11327-11335.
- Moore, C. 2008. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108:131-139.
- Nakajima, R.; Tsuchiya, M.; Lindsay, D.J.; Kitahashi, T.; Fujikura, K. & Fukushima, T. 2019. A new small device made of glass for separating microplastics from marine and freshwater sediments. *PeerJ*, 7: e7915.
- Picó, Y. & Barceló, D. 2019. Analysis and prevention of microplastics pollution in water: Current perspectives and future directions. *ACS Omega*, 4:6709-6719.
- Piperagkas, O.; Papageorgiou & Karakassis, I. 2019. Qualitative and quantitative assessment of microplastics in three sandy Mediterranean beaches, including different methodological approaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 219: 169-175.
- Purca, S. & Henostroza, A. 2017. Presencia de microplásticos en cuatro playas arenosas de Perú. *Revista peruana de biología*, 24:101-106.
- Rojo-Nieto, E. & Montoto, T. 2017. *Basuras marinas, plásticos y microplásticos: orígenes, impactos y consecuencias de una amenaza global*. Informe Técnico. Ecologistas enAcción. España. 53 p.
- Ruiz-Fernández, A.C. 2019. *Avanza estudio de microplásticos en Mazatlán*. Noticias Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Comunicación y Difusión. En: <https://www.icmyl.unam.mx/Pdf/Home/2019/nota.microplasticos.pdf>
- Sarria-Villa, R.A. & Gallo-Corredor, J.A. 2016. La gran problemática ambiental de los residuos plásticos: Microplásticos. *Journal de Ciencia e Ingeniería*, 8:21-27.
- Shahul-Hamid, F.; Bhatti, M.S.; Anuar, N.; Anuar, N.; Mohan, P. & Periathamby, A. 2018. Worldwide distribution and abundance of microplastic: How dire is the situation? *Waste Management & Research*, 36: 873-897.
- Silva, A.B.; Bastos, A.S.; Justino, C.I.L.; da Costa, J.P.; Duarte, A.C. & Bacha-Santos, T.A.P. 2018. Microplastics in the environment: Challenges in the analytical chemistry- A Review. *Analytica Chimica Acta*, 1017:1-9.
- Stolte, A.; Forster, S.; Gerdtts, G. & Schubert, H. 2015. Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. *Marine Pollution Bulletin*, 99:216-229.
- Tiwari, M.; Rathod, T.D.; Ajmal, P.Y.; Bhangare, R.C. & Sahu, S.K. 2019. Distribution and characterization of microplastics in beach sand from three different Indian coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 140:262-273.
- Yu, X.; Peng, J.; Wang, J. & Bao, S. 2016. Occurrence of microplastics in the beach sand of the Chinese inner sea: the Bohai Sea. *Environmental Pollution*, 214:722-730.
- Zobkov, M. & Esiukova, E. 2017. Microplastics in Baltic bottom sediments: Quantification procedures, and firsts results. *Marine Pollution Bulletin*, 114:724-732.

Received November 2, 2019.

Accepted December 31, 2019.