

BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA

FACULTAD DE INGENIERÍA

Colegio de Ingeniería Ambiental



**DETECCIÓN, CUANTIFICACIÓN Y
CARACTERIZACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN
LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA
RESIDUAL “ALSESECA-SUR”**

Para obtener el título de:
INGENIERA AMBIENTAL

Presentada por:
Brenda Vásquez Rosas

Director de tesis:
Dr. Heriberto Hernández Cocoltzi

Puebla, Pue. Noviembre 2022



BUAP

Oficio No. FIQ/AC/018/2022
Asunto: Registro de Tema de Tesis

C. BRENDA VÁSQUEZ ROSAS
PASANTE DE LA LICENCIATURA EN
INGENIERÍA AMBIENTAL
PRESENTE:

Por medio del presente me permito informarlo, de la aprobación del Registro de Tema de Tesis de la Licenciatura en Ingeniería Ambiental cuyo título es el siguiente:

"DETECCIÓN, CUANTIFICACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL "ALSESECA-SUR"

Con el siguiente contenido:

INTRODUCCIÓN


CAPÍTULO 1	ANTECEDENTES
CAPÍTULO 2	METODOLOGÍA
CAPÍTULO 3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CONCLUSIONES
BIBLIOGRAFÍA

Director de Tesis: Dr. Heriberto Hernández Cooletzi

Lo cual me permito comunicarle para su conocimiento y fines consiguientes aclarando que la vigencia de este tema será **ÚNICAMENTE POR UN AÑO**

Atentamente
"Pensar Bien, Para Vivir Mejor"
H. Puebla de Z., a 19 de enero de 2022


Dra. Valeria Jordana González Coronel
Secretaría Académica



C.c.p. Director de Tesis, Dr. Heriberto Hernández Cooletzi
C.c.p. Archivo.

Facultad
de Ingeniería
Química

Av. San Claudio s/n, Col. San
Marcel, Ciudad Universitaria,
Puebla, Pue. C. P. 72560
Tel. (222) 229 55 00
Etel. 7256 y 7251



Autorización de Impresión de Tesis

Ingeniería Química ()
Ingeniería Ambiental (X) Matrícula: 201549739
Ingeniería en Alimentos ()
Ingeniería en Materiales ()




Al C. Sustentante Brenda Vásquez Rosas

De acuerdo a la **presentación y revisión** de la tesis:

Detección, cuantificación y caracterización de microplásticos en la Planta de Tratamiento de Agua Residual "Alseseca-Sur".

se aprueba la impresión y empastado de la misma.

Jurado de examen profesional:

		Firma
Presidente:	<u>Dra. Eva Águila Almanza</u>	
Secretario:	<u>M.I.A. Miriam Vega Hernández</u>	
Vocal:	<u>Dr. Heriberto Hernández Cocoltzi</u>	

Fecha de examen: _____

H. Puebla de Zaragoza a 5 de diciembre de 2022.

AGRADECIMIENTOS

A la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, por todas las facilidades y la oportunidad que me brindó para cursar la carrera.

Al Centro Universitario de Vinculación y Transferencia de Tecnología BUAP, por todas las facilidades prestadas para la utilización de sus equipos durante la realización de esta tesis.

A la Facultad de Ingeniería Química, por el espacio y las herramientas brindadas para formarme académicamente.

Al Dr. Fernando Hernández Aldana (Q.E.D), por todo el apoyo brindado para la realización de esta tesis.

A la Dra. Eva Águila Almanza, por darme la oportunidad y la confianza de formar parte de la familia del Laboratorio de Investigación de Materiales.

Al Dr. Heriberto Hernández Cocoltzi, por arriesgarse a explorar nuevas áreas de estudio conmigo, por su inagotable apoyo y confianza en mí y en mis ideas.

A estos dos últimos, por ser un gran ejemplo de pasión por la ciencia y la enseñanza de esta, por los magníficos seres humanos que son, mi admiración y agradecimiento infinito.

A mis dos familias, por su inagotable apoyo y amor.

A Aradid, Juan Pablo, Alejandra, Janet, Esmeralda, por hacerme segunda en mis locuras, acompañarme y abrazarme a lo largo de este camino.

DEDICATORIA

A Letita, Francis y Karlabazita, por darme alas para volar, la libertad para usarlas y la seguridad de sus brazos para volver cada vez que me siento perdida.

ÍNDICE

RESUMEN	6
INTRODUCCIÓN	7
Objetivos	9
Hipótesis.....	9
CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES	10
1.1 Contaminación del agua en el mundo	10
1.2 Contaminación del agua por plásticos	11
1.3 Mecanismos de degradación de los plásticos	11
1.4 Microplásticos alrededor del mundo	12
1.5 Microplásticos en México	15
1.6 Plantas de Tratamiento de Agua Residual.....	16
1.7 Microplásticos en PTARs en México.....	17
1.8 Legislación	17
CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA	20
2.1 Muestreo.....	20
2.2 Preparación del material.....	21
2.3 Preparación de las muestras	22
2.4 Cuantificación y caracterización de las muestras	22
CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	23
2.1 Tipos de microplásticos.....	23
2.2 Distribución de tamaños de microplásticos.....	28
2.3 Colores	32
CONCLUSIONES	36
BIBLIOGRAFÍA	38

Resumen

En la actualidad, el desecho de plástico al mar se estima en 100 millones de toneladas anuales, las cuales no solo permanecen en su forma original, sino que, debido a su exposición a las condiciones ambientales, se fragmentan y degradan, yaciendo en forma de micropartículas que van de los 5 mm a los 333 μm , y que han sido denominadas microplásticos (MPs). Las aguas tratadas de las plantas residuales han sido señaladas como una de las principales fuentes de descarga de este microcontaminante, es por ello que en el presente trabajo de tesis se investigó la presencia de microplásticos en el efluente de la PTAR “Alseseca-sur”, la cual es una de las principales plantas de tratamiento de la ciudad de Puebla.

Para la recolección de las muestras de la PTAR “Alseseca-sur” se llevó a cabo con base a lo establecido por la NMX-AA-003-1980 Aguas Residuales-Muestreo. La preparación de las muestras se realizó por medio de una filtración, seguida de un secado a 60 °C por 24, para posteriormente, ser procesadas con peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30% con el fin de eliminar la materia orgánica que pudiera contener el agua residual. Finalmente fueron contabilizadas y caracterizadas por tamaño, color y forma, haciendo uso de microscopía óptica a x10 y x20 aumentos y del software ImageJ.

Se encontraron 81 partículas plásticas, estimándose una descarga diaria de 22,194 millones de MPs, siendo los fragmentos los de mayor incidencia, seguidos de las fibras y los pellets. La mayor cantidad de fragmentos y pellets se encontraron entre los 0 y los 45 μm .

INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua por plásticos cobró relevancia cuando se descubrió la llamada “Isla de basura” en el Pacífico Norte (1997), con una estimación actual de 100 millones de toneladas desechadas anualmente (Plastic Oceans, 2021); este material es el responsable de la muerte de un millón de organismos marinos, ya sea porque los ingieren o porque son atrapados por ellos (Plastic Oceans, 2021). En un principio solo se señalaban a los grandes fragmentos como los responsables; sin embargo, ahora se sabe que este material puede degradarse en piezas menores a 5mm, dando lugar a los denominados microplásticos (Arthur, Baker, & Bamford, 2009).

Los microplásticos (MPs) se producen por la fragmentación de piezas más grandes debido a la exposición a la luz UV-Visible (Singh & Sharma, 2008), al choque constante con las corrientes de agua o materia más rígida, al lavado de telas hechas de fibras sintéticas (Browne, y otros, 2011), o directamente a la producción y/o uso de productos de limpieza e higiene personal que los contienen (Thompson, Moore, vom Saal, & Swan, 2009). Este contaminante antropogénico, termina en aguas superficiales, subterráneas, marítimas y continentales debido a la ineficiente disposición de los residuos sólidos y los tratamientos de las aguas residuales (Becerril Bravo, 2009) (Bayo J. , Olmos, López-Castellanos, & Rojo, 2018).

En la actualidad se sabe que las descargas de agua residual, tratada o no, son una fuente importante de este microcontaminante (Bayo J. , Olmos, López-Castellanos, & Rojo, 2018) (Browne, y otros, 2011). Por otra parte, se ha encontrado que las etapas primarias de los tratamientos de agua pueden llegar a remover más del 90% de las partículas plásticas que ingresan con el influente, a pesar de lo cual, se estima que los MPs descargados diariamente superan los miles de millones (Talvitie, y otros, 2015) (Ziajahromi, Neale, Rintoul, & Leush, 2017). A pesar de los esfuerzos realizados para la cuantificación y cualificación del problema, información respecto a este contaminante es aún escasa. Nuestro país cuenta con un único estudio que estima la cantidad de microplásticos desechados al mar por medio de las descargas finales de las Plantas de Tratamiento de Agua Residual (PTARs), realizado en la ciudad de Ensenada. Se reportó también que éstos pueden ser arrastrados por las corrientes marinas (Ramírez-Álvarez, y otros, 2019).

El municipio de Puebla, México, cuenta con 80 PTARs, de las cuales, únicamente 5 tratan aguas de origen doméstico y pluvial de la ciudad. La segunda más grande es la PTAR “Alseseca-Sur”, cuyo tratamiento consiste de un proceso Primario Avanzado. Esta planta tiene una capacidad instalada de 700 L/s y un caudal tratado de 758 L/s (CONAGUA, 2019). El efluente se descarga en el río Alseseca, el cual desemboca en la Presa Manuel Ávila Camacho. Esta presa fue construida con el fin de colectar agua para el riego agrícola de la región de Tepeaca-Tecamachalco (López Zamora & Montalvo Vargas, 2015). Hasta donde se sabe, no se ha demostrado la presencia de microplásticos en el efluente de la PTAR “Alseseca-Sur”; sin embargo, en el río Atoyac se han encontrado hasta 1,633 partículas plásticas por kilogramo de sedimento (Shruti, Jonathan, Rodríguez-Espinosa, & Rodríguez-González, 2019). La presencia de este contaminante en el río, así como la relación entre los MPs descargados por las PTARs y los encontrados en los cuerpos receptores, vuelve notoria la importancia de cuantificar, tanto las partículas descargadas como las ya presentes en el cuerpo receptor. Puede asumirse que esto representa tanto un problema de contaminación para cuerpos de agua como para suelos agrícolas y, por lo tanto, un problema de salud pública.

Distintos autores señalan la importancia de hacer más efectivos los tratamientos para la gestión de estas partículas plásticas, así como la urgencia de generar políticas públicas que no solo regulen la calidad de agua con la que son descargadas las aguas tratadas (Bollaín-Pastor & Vicente-Agulló, 2019), sino que también debe haber una regulación sobre la producción de plásticos, con énfasis en los de un solo uso. Por lo anteriormente descrito, se considera relevante la detección, cuantificación y caracterización de microplásticos de la PTAR “Alseseca-Sur” como probable fuente de contaminación por microplásticos, tanto para el río Alseseca donde descargan las aguas tratadas, como para la “Presa Manuel Ávila Camacho”, donde desemboca éste. La obtención de dicha información sentaría un antecedente para el impulso de políticas públicas dentro de nuestro país, en materia de plásticos de primer uso y el adecuado tratamiento de las aguas residuales, así como para la mejora e innovación de los tratamientos actuales, que consideren a los microplásticos como otro contaminante que debe eliminarse del agua.

OBJETIVOS

Objetivo general

Detectar la presencia de microplásticos en las aguas residuales tratadas de la PTAR “Alseseca-Sur”

Objetivos Específicos:

1. Recuperar microplásticos de las aguas residuales tratadas de la PTAR “Alseseca-Sur”.
2. Cuantificar los microplásticos hallados en las aguas residuales tratadas de la PTAR “Alseseca-Sur”.
3. Caracterizar los microplásticos hallados en las aguas residuales tratadas de la PTAR “Alseseca-Sur” mediante microscopía óptica.

HIPÓTESIS

La planta de tratamiento de aguas residuales “Alseseca-Sur” contiene microplásticos.

CAPÍTULO 1

ANTECEDENTES

1.1 Contaminación del agua en el mundo

El agua dulce representa menos del 1% de la superficie del planeta (Carrillo Rivera, Perló Cohen, & Morales Casique, 2021) y se encuentra distribuida entre océanos, mares, lagos, lagunas, ríos y depósitos subterráneos; los últimos son la principal fuente para consumo humano. Debido al crecimiento urbano y a la industrialización, la calidad del agua ha decrecido, ya que el ritmo de consumo y contaminación superan al de tratamiento industrializado y al ciclo natural del agua; en consecuencia, la disponibilidad y utilidad de este líquido se ven comprometidos cuando se contamina, vulnerando así a las poblaciones que dependen de él (Carolin, Kumar, Saravanan, Joshiba, & Naushad, 2017).

Los contaminantes del agua surgen de las actividades industriales, urbanas y domésticas (Organización Mundial de la Salud, 2019); por lo tanto, sus características químicas y físicas, así como las concentraciones en que se desechan, varían según su origen. Por esta razón, en los efluentes se pueden encontrar múltiples contaminantes, como insecticidas; pesticidas; fertilizantes; antibióticos; fármacos; productos de higiene personal; desechos fecales y microorganismos patógenos; compuestos orgánicos, incluidos los plásticos; metales pesados; colorantes; nitratos y fosfatos; y sustancias radiactivas. Las últimas investigaciones han sugerido se considere como contaminantes a los microplásticos y a las nanopartículas (producto de la ingeniería de nanomateriales), así como a los productos de transformación de cualquiera de las sustancias antes mencionadas (Villarín & Merel, 2020) (Fundación Aquae, 2022) (Becerril Bravo, 2009).

Aun cuando se sabe que la presencia de estas sustancias en el agua es nociva para el ambiente y para la salud, no todas ellas se encuentran reguladas por las legislaciones de cada país. Es por ello que se les ha acuñado el término de contaminantes emergentes, con características como toxicidad, persistencia, bioacumulación y/o alta proliferación en el medio (Becerril Bravo, 2009) (Ebele, Abdallah, & Harrad, 2016).

1.2 Contaminación del agua por plásticos

Desde cubiertos desechables y bolsas, hasta partes de aviones y naves espaciales, el plástico se produce a gran escala y ha llegado a dar solución a diversas problemáticas, convirtiéndose en un ingrediente indispensable de la vida moderna. Este material, en sus diferentes formas químicas, es versátil, resistente, flexible, duradero, de fácil fabricación y bajo costo; sin embargo, estas propiedades que lo han convertido en un producto de gran interés económico, son las mismas que generan preocupación ambiental debido a la mala gestión de este como residuo (Singh & Sharma, 2008).

En 2019 se produjeron 368 millones de toneladas métricas de plásticos a nivel mundial (Statista Research Department, 2021) y se estima que generan una riqueza de más de 1 trillón de dólares al año (Barrowclough, Deere Birkbeck, & Christen, 2020). Por otra parte, se calcula que anualmente se desechan 34.8 millones de toneladas métricas (Winkor, Eberh, Ngozi, & Oharley, 2019), de las cuales, al menos 10 terminarán como contaminante marino (Plastic Oceans, 2021).

A pesar de que el plástico es un material altamente estable, su exposición al ambiente acelera su degradación propiciando que no sólo se encuentre en su forma y tamaños originales, sino también en fragmentos. Estos suelen ser transportados a través del medio ambiente, convirtiéndolo en un residuo ubicuo, complicando aún más su eliminación de cualquier ecosistema; la mayor incidencia de estos se ha hallado en los sistemas acuáticos (da Costa, Duarte, & Rocha-Santos, 2017).

1.3 Mecanismos de degradación de los plásticos

Los plásticos se clasifican como termoestables y termoplásticos, dependiendo de su conformación y reacción ante los cambios de temperatura. Factores como el peso molecular, el carácter hidrofóbico, el tamaño de las moléculas, los aditivos que contienen, entre otros, afectan la degradación de cada polímero (Singh & Sharma, 2008).

Los termoplásticos son aquellos que se generan mediante cadenas lineales de macro monómeros y pueden ser modificados al ser expuestos a aumentos de temperatura, como el polipropileno (PP), el poliestireno expandido (PSE) o el polietileno tereftalato (PET); los plásticos termoestables se polimerizan por etapas y generan una red tridimensional,

produciendo un material rígido y de difícil degradación (Winkor, Eberh, Ngozi, & Oharley, 2019).

La degradación de estos polímeros es consecuencia de escisiones de los enlaces y su subsecuente cambio químico, debido a su exposición a factores físicos, químicos o biológicos (Singh & Sharma, 2008). Los principales mecanismos de degradación ante la exposición al medio ambiente son la fotodegradación, la oxidación y la hidrólisis (da Costa, Duarte, & Rocha-Santos, 2017).

La fotodegradación es considerada la ruta abiótica más eficiente, ya que el material se encuentra expuesto a la radiación solar y la absorbe en un intervalo entre 290 y 700 nm, propiciando una mayor reactividad en los electrones, que generará oxidación y finalmente la escisión de los enlaces (da Costa, Duarte, & Rocha-Santos, 2017).

Por otra parte, la oxidación se puede dar debido a la presencia de calor y/o luz en el medio lo cual produce la formación de grupos carbonilos (CO) e hidroxilo (OH), debido a la introducción de oxígeno en la matriz polimérica. Esto origina el ataque de microorganismos que coadyuvarán a la degradación (da Costa, Duarte, & Rocha-Santos, 2017).

Finalmente, la degradación por hidrólisis se dará en polímeros insolubles en agua, cuando en ellos existen grupos funcionales anhídridos o éster que pueden ser hidrolizados para formar ácidos ionizados que se solubilizarán y permitirán un ataque anaeróbico a la cadena polimérica (Singh & Sharma, 2008).

De esta manera, en diversos medios se han encontrado partículas plásticas de entre 5 mm y 333 μm que han sido denominadas microplásticos (Arthur, Baker, & Bamford, 2009).

1.4 Microplásticos alrededor del mundo

La primera evidencia de microplásticos en el ambiente se reportó en 1972 durante una investigación realizada en el Mar de Sargazo, cuando en las redes de neuston analizadas fueron encontradas 3,500 partículas plásticas. En este reporte se teorizó por primera vez la relación entre las condiciones climáticas y la erosión de este material (Carpenter & Smith, 1972).

Estos provienen de dos fuentes. La primera (o primaria) consiste de partículas plásticas utilizadas como materia prima en distintos productos, las cuales inintencionadamente terminan en el ambiente durante su manufactura, su transporte, o la descarga de las aguas

residuales del proceso de producción (Mato, y otros, 2001); también suelen generarse tras el uso de artículos de limpieza o higiene personal (Cole, Lindeque, Halsband, & Galloway, 2011) (da Costa, Duarte, & Rocha-Santos, 2017). La fuente secundaria corresponde a todos aquellos que se generan por la degradación del plástico debido a la exposición a elementos físicos, químicos y biológicos del medio (Cole, Lindeque, Halsband, & Galloway, 2011) (da Costa, Duarte, & Rocha-Santos, 2017), mecanismos que han sido denominados intemperismo (Rosas Luis, González Salvatierra, & Gurrola, 2022).

La presencia de microplásticos ha sido registrada alrededor del mundo en aguas marinas y sus sedimentos (Carpenter & Smith, 1972) (Mato, y otros, 2001) (Andrady, 2011) (Liebezeit & Dubaish, 2012) (Fok & Cheung, 2015) (Coppock, Cole, Lindeque, Queirós, & Galloway, 2017); así como en aguas dulces (Eerkes-Medrano, Thompson, & Aldridge, 2015) (Yin, y otros, 2021). Además, se han encontrado dentro de especies marinas de importancia comercial (figura 1) (Karami, y otros, 2016) (Dehaut, y otros, 2016) (Digka, Tsangaris, Torre, Anastasopoulou, & Zeri, 2018) que, a su vez, son mecanismos para que este contaminante suba por la cadena trófica (figura 2) (Lusher, 2015) (Farrell & Nelson, 2013). En 2017 se descubrió la presencia de microplásticos en sal comercial (Karami, y otros, 2017) y en 2018 en el agua para consumo (Eerkes-Medrano, Leslie, & Quinn, 2018); se han hallado inclusive en la placenta humana (Ragusa, y otros, 2021).

El estudio de estas partículas ha demostrado que en ellas se bioacumulan microorganismos de todo tipo, que se transportan por medio de ellas, acuñando el término de “plastiesfera” (Zettler, Mincer, & Amaral-Zettler, 2013) a este fenómeno de colonización; asimismo, se ha demostrado que existe una relación inversamente proporcional entre el potencial de bioacumulación y el tamaño de la partícula plástica. Además, se ha probado que, aunado a los efectos nocivos que pueden tener en el sistema endócrino de organismos vivos debido a su propia naturaleza o la de sus componentes (Browne, Dissanayake, Galloway, Lowe, & Thompson, 2008) (Deng, Zhang, Lemos, & Ren, 2017), son vectores de otras sustancias tóxicas como los bifenilos policlorados (PCBs) (Friedman, y otros, 2009) y de contaminantes microbianos (Michielssen, Michielsen, Ni, & Duhaime, 2016).

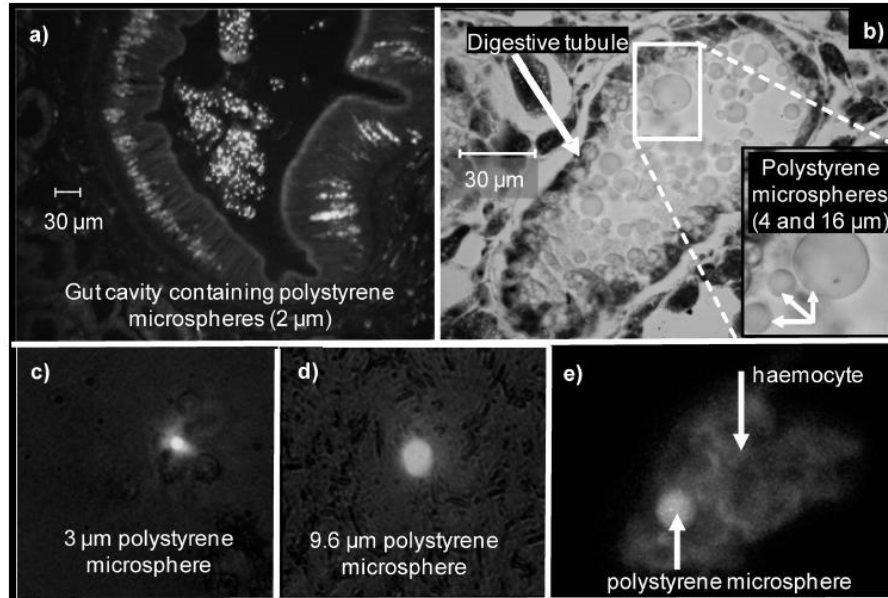


Figura 1. Microesferas de poliestireno en tejido de la cavidad intestinal (a) de un mejillón. Estas se translocaron desde el tubo digestivo (b) hasta el torrente sanguíneo (c, d, e). Browne, Dissanayake, Galloway, Lowe, & Thompson, 2008.

Desde 1991 se han realizado estudios que sugieren que los microplásticos ingresan al ambiente por medio de las descargas de aguas, tras el uso de productos de higiene personal que los contienen (Zitko & Hanlon, 1991). En 2011 se estudiaron las descargas de lavadoras hacia el drenaje y su posterior liberación al mar, determinando la conexión entre las partículas generadas por el lavado y aquellas que terminan en los sedimentos marinos (Browne, y otros, 2011). A partir de ahí, se han realizado diversos estudios que señalan las descargas de aguas residuales como rutas de microplásticos hacia cuerpos acuáticos (Talvitie, y otros, 2015) (Murphy F. , Ewins, Carbonnier, & Quinn, 2016) (Ziajahromi, Neale, Rintoul, & Leush, 2017) (Bayo J. , Olmos, López-Castellanos, & Rojo, 2018) (López-Castellanos, Olmos-Espinar, & Bayo-Bernal, 2020).

How plastics enter the food web

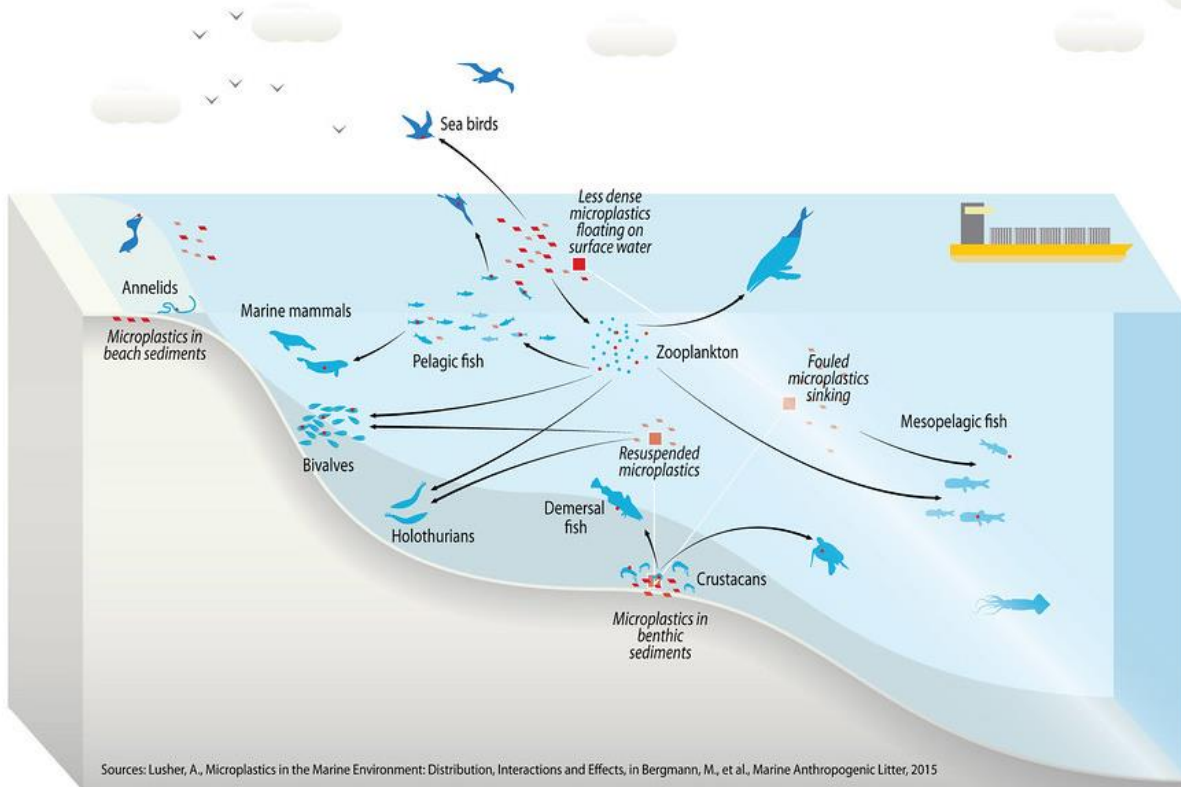


Figura 2. Representación del ingreso de microplásticos a la cadena trófica. Fuente: Maphoto/Riccardo Pravettoni. (2018) How plastics enter the food web. From collection: Marine Litter Vital Graphics. <https://www.grida.no/resources/6904>

1.5 Microplásticos en México

En México, las investigaciones sobre la presencia de microplásticos han aumentado en los últimos años; las playas fueron el primero objeto de estudio (Retama, y otros, 2016) (Piñon-Colin T. , Rodriguez-Jimenez, Pastrana-Corral, Rogel-Hernandez, & Toyohiko Wakida, 2018). El campo de estudio se ha extendido a peces de importancia comercial (Borges-Ramírez, Mendoza-Franco, Escalona-Segura, & Rendón-von Osten, 2020) (Jonathan, y otros, 2021); sedimentos y peces en aguas estuarinas (Sánchez-Hernández, y otros, 2021); escorrentía de aguas urbanas (Piñon-Colin T. , Rodriguez-Jimenez, Rogel-Hernandez, Alvarez-Andrade, & Toyohiko Wakida, 2019); sedimentos marinos y drenajes (Borges Ramirez, Dzul Caamal, & Rendón von Osten, 2019); y en efluentes de tratamientos

secundarios de plantas de tratamiento (Ramírez-Álvarez, y otros, 2019). En 2019, se reportaron 1633 partículas plásticas/kg de sedimento de Río Atoyac (Shruti, Jonathan, Rodríguez-Espinosa, & Rodríguez-González, 2019), siendo este el sitio de descarga de aguas domésticas e industriales.

1.6 Plantas de Tratamiento de Agua Residual

Existen variadas definiciones para agua residual; sin embargo, no hay una mundialmente aceptada. El Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas (2017) adopta la definición de Raschid-Sally & Jayakody (2008) como “una combinación de uno o más de los siguientes efluentes domésticos que consisten en aguas negras (excremento, orina y lodos fecales) y aguas grises (aguas servidas de lavado y baño); agua de establecimientos comerciales e instituciones, incluidos hospitales; efluentes industriales, aguas pluviales y otras escorrentías urbanas; y escorrentías agrícola, hortícola y acuícola”, mientras que la NOM-AA-003-1980 se refiere a ellas como “el líquido de composición variada proveniente de usos municipal, industrial, comercial, agrícola, pecuario o de cualquier otra índole, ya sea pública o privada y que por tal motivo haya sufrido degradación o alteración en su calidad original”.

Uno de los mayores retos alrededor del mundo, es el tratamiento de las aguas residuales. En la actualidad, se estima que más del 80% de las aguas residuales que se retornan a los ecosistemas alrededor del mundo, no reciben ningún tratamiento. Además, sólo el 60% de las aguas domésticas son recolectadas en sistemas de alcantarillado, lo cual no asegura procesos de recuperación de la calidad de líquido vital (WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas), 2017). Si bien en los países ricos se procesa el 70% de estas, en los países de menores ingresos, que resultan ser la mayoría, solo se tratan entre el 8 y el 28% de las aguas industriales y domésticas. La falta de recursos económicos e infraestructura son las principales causas (WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas), 2017).

En 2016 se calculaba que nuestro país generaba 7.2 miles de hectómetros cúbicos de aguas residuales municipales al año, de las cuales 6.69 miles de hectómetros cúbicos eran recolectados, de los cuales, sólo 3.9 miles de hectómetros cúbicos reciben tratamiento, lo cual equivale al 58.3% del colectado. Esto quiere decir que más de 3.3 miles de

hectómetros cúbicos al año son descargados a los cuerpos de agua sin recibir ningún tratamiento (SEMARNAT, 2018).

1.7 Microplásticos en PTARs en México

Las Plantas de Tratamiento de Agua Residual en nuestro país están diseñadas para depurar sólidos, materia orgánica y nutrientes; sin embargo, no cuentan con etapas que eliminen o disminuyan la cantidad de contaminantes emergentes como los microplásticos (Robledo Zacarías, y otros, 2017).

En 2019 se realizó la primera evaluación sobre la presencia de microplásticos en efluentes de tres PTARs en la ciudad de Ensenada, Baja California, que desembocan en la Bahía de Todos Santos; se encontraron hasta 1556 pp/m³. Este estudio concluye la relación entre el contenido de partículas plásticas en el agua tratada descargada y su presencia en el ecosistema marino (Ramírez-Álvarez, y otros, 2019).

A pesar de la evidencia reportada sobre las aguas tratadas como fuente de ingreso de este microcontaminante a los cuerpos de agua, en nuestro país sólo se cuenta con este estudio.

1.8 Legislación

La evidencia colectada a través de los años remarca la importancia de la mitigación de los microplásticos dentro del ecosistema, con el fin de evitar su introducción en las cadenas tróficas y, con ello, las consecuencias toxicológicas en los organismos vivos. A pesar de contar con evidencia sobre los efectos nocivos de este contaminante del agua (Mato, y otros, 2001) (Browne, Dissanayake, Galloway, Lowe, & Thompson, 2008) (Arthur, Baker, & Bamford, 2009) (Friedman, y otros, 2009) (Farrell & Nelson, 2013) (Deng, Zhang, Lemos, & Ren, 2017) (Winkor, Eberh, Ngozi, & Oharley, 2019) (Ragusa, y otros, 2021) y la necesidad de evitar las descargas de este en el ambiente (Zitko & Hanlon, 1991) (Cole, Lindeque, Halsband, & Galloway, 2011) (Talvitie, y otros, 2015) (Borges-Ramírez, Mendoza-Franco, Escalona-Segura, & Rendón-von Osten, 2020), se carece de políticas públicas nacionales e internacionales que contribuyan a mitigar el problema o que lo

ataquen desde la raíz; los esfuerzos realizados se reducen a la prohibición de bolsas plásticas y la adhesión de microesferas a productos de higiene personal.

África es el continente con las leyes más severas sobre plásticos de un solo uso. En 2002 se promulgó la primera prohibición de bolsas plásticas en Bangladesh; sin embargo, no tuvo seguimiento y en la actualidad estas siguen siendo utilizadas. Por otro lado, Ruanda, desde 2008, prohibió la manufactura, venta, importación y uso de todas las bolsas plásticas; mientras que la de Kenia, de 2017, aunque solamente contempla las bolsas de transporte, impuso altas sanciones monetarias y hasta 4 años de cárcel por incumplimiento (Clean Seas, 2017).

Dentro del continente americano, Estados Unidos aprobó en 2015 la Ley para Aguas Libres de Microesferas (Microbead-Free Waters Act of 2015), en la que se prohíbe la manufactura, empaque y distribución de productos cosméticos que requieran enjuague que contengan microesferas plásticas; las pastas dentales y los medicamentos no pre escritos también están incluidos (H.R.1321 - 114th Congress, 2015). Canadá en 2017 estableció la Regulación de Microesferas en Artículos de Aseo (Microbeads in Toiletries Regulations) (Ministerio de Justicia Canadiense, 2017). Asimismo, Antigua y Barbuda, en 2016 prohibieron las bolsas plásticas; en 2018 agregaron utensilios y embalajes. En 2018, Chile se convirtió en el primer país americano en prohibir el uso de bolsas plásticas de un solo uso (Clean Seas, 2017).

En el continente europeo, desde 2002, Irlanda estableció el PlasTax, un impuesto sobre las bolsas de plástico, que fue reforzado por campañas de concientización. En 2016, Austria estableció que una persona solo tendría permitido utilizar 25 bolsas plásticas por año (Clean Seas, 2017); en 2017 Bélgica, Francia e Inglaterra, promulgaron sus respectivas leyes donde se prohibían las microesferas en productos de exfoliación, limpieza y/o enjuague. A ellos se unió la iniciativa de Suecia en 2018 (Farbiarz Mas, 2018).

China, como el mayor productor de residuos plásticos a nivel mundial, desde 2008 ha elaborado políticas públicas con el fin de reducir su impacto ambiental, planeando que para 2022 el uso de bolsas plásticas esté prohibido en todo el país (Clean Seas, 2017).

En India y Ecuador se han hecho compromisos para la disminución del uso de plásticos de primer uso; hasta ahora no han realizado cambios en sus legislaciones que acompañen sus promesas (Clean Seas, 2017).

En México solo se cuenta con leyes estatales sobre el uso de bolsas plásticas, todas con distintos objetivos, como la prohibición; la disminución; la eliminación; el cobro o estímulos fiscales para la producción, promoción, distribución y utilización de bolsas biodegradables; solo en 11 estados se contemplan sanciones (Cámara de Diputados LXIV Legislatura, 2019). Hasta ahora no se cuenta con legislación que prevenga o elimine las descargas de partículas plásticas en los cuerpos de agua. Sólo existen dos iniciativas de ley en las que se busca prohibir la producción, importación y comercialización de productos cosméticos que contengan partículas plásticas sólidas de igual o menor longitud a 5 mm (Monreal Ávila, 2019) (Macías Rábago & Juan Carlos, 2020). A pesar de que ambas iniciativas buscan la eliminación de este compuesto innecesario en productos cosméticos, ninguna hace alusión a la concientización de la población sobre las implicaciones a la salud y el ambiente del contaminante en cuestión.

CAPÍTULO 2 METODOLOGÍA

2.1 Muestreo

La PTAR “Alseseca-Sur”, se encuentra ubicada en Av. Río Alseseca 16, San Francisco Totimehuacan, 72595 Puebla, Pue. Con coordenadas 18° 57’ 16.173’’ N y 98° 11’ 22.856’’ O. Se obtuvieron muestras de 1 L de agua de la última etapa del tratamiento, las cuales fueron colectadas y almacenadas en frascos de vidrio con taparrosca de metal, con el fin de evitar la contaminación cruzada. (Bayo J. , Olmos, López-Castellanos, & Rojo, 2018) (López-Castellanos, Olmos-Espinar, & Bayo-Bernal, 2020). Estas fueron proporcionadas por los responsables de la planta, y se colectaron de acuerdo con las especificaciones de la NMX-AA-003-1980 Aguas Residuales-Muestreo; esta norma tiene como objetivo establecer los lineamientos generales y recomendaciones para realizar el muestreo de las descargas de aguas residuales, a fin de determinar sus características físicas y químicas (Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, 1980). Esta norma emplea el método de muestreo compuesto, el cual permite la representación de las variaciones de los contaminantes de las aguas residuales; esto permite que el muestreo de plásticos tenga una mayor precisión, ya que dichos contaminantes se pueden distribuir por las columnas de agua en función de su densidad, tamaño, forma, adsorción de otros contaminantes y/o bioincrustaciones, además de la propia densidad del agua residual (Prata, da Costa, Duarte, & Rocha-Santos, 2019).

La PTAR “Alseseca-Sur” purifica el agua residual mediante un Tratamiento Primario Avanzado (TPA) (figura 3); consiste de un proceso de coagulación-floculación que, mediante el uso de sales metálicas y/o polímeros, remueve los sólidos suspendidos y otros contaminantes del agua residual de origen doméstico, por medio de la posterior sedimentación/precipitación de las partículas o de los coloides. Este tratamiento permite remover partículas mayores a 0.45 µm y hasta el 70% de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) (Suárez & Navia, 2007). Esta planta cuenta con los siguientes procesos: desbaste grueso, desbaste fino, coagulante, desarenador aireado, floculación, sedimentador circular, finalizando con un sistema de laberinto; los efluentes resultantes de un TPA pueden ser

considerados de baja calidad, ya que tienden a contener contaminantes no biodegradables, persistentes y químicamente estables (Chávez Ruiz, 2019), dentro de los que se pueden clasificar a los microplásticos.

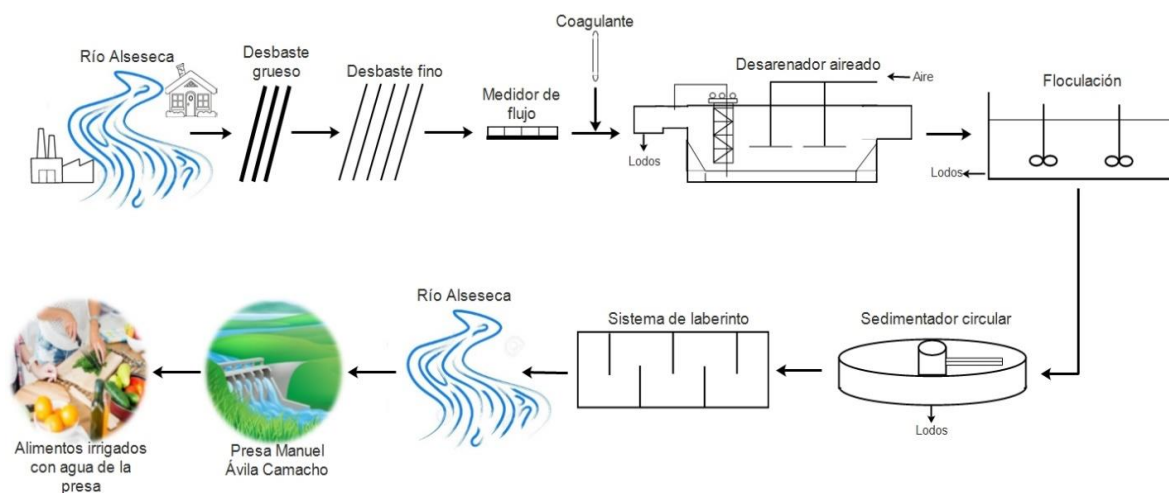


Figura 3. Diagrama de flujo de la PTAR “Alseseca-Sur”. Fuente: (Chávez Ruiz, 2019).

2.2 Preparación del material

Durante la realización de todas las etapas del experimento, se utilizó instrumental de vidrio (vasos de precipitado de 500 mL, pipetas volumétricas de 5 y 10 mL, cajas Petri, frascos de vidrio color ámbar) y/o metal, además de bata de laboratorio de algodón, debido a la probable contaminación de fondo, por el común y elevado uso de materiales plásticos en la cotidianidad (Bayo J. , Olmos, López-Castellanos, & Rojo, 2018) (López-Castellanos, Olmos-Espinar, & Bayo-Bernal, 2020).

Todas las superficies fueron limpiadas con alcohol etílico y toallas de papel, previo a la utilización del espacio (Prata, da Costa, Duarte, & Rocha-Santos, 2019). También se llevó a cabo un cuidadoso procedimiento de lavado del material; éste se colocó en un baño con jabón líquido y se enjuagó con abundante agua de grifo. Se concluyó con un enjuague de alcohol etílico.

Finalmente se secó a 100 °C en una mufla y se almacenó en un lugar libre de polvo hasta su procesamiento (Bayo J. , Olmos, López-Castellanos, & Rojo, 2018) (Prata, da Costa, Duarte, & Rocha-Santos, 2019).

2.3 Preparación de las muestras

Las muestras se filtraron por volúmenes de 250 mL con filtros de papel marca VIRESA con tamaño de poro mediano(4 µm); el papel filtro obtenido después de la filtración se colocó en cajas Petri y se secó a 60 °C durante 24 horas en una mufla (Bayo J. , Olmos, López-Castellanos, & Rojo, 2018). El resultante se hizo reaccionar con peróxido de hidrógeno (H₂O₂) al 30% con el fin de eliminar la materia orgánica que pudiera contener el agua residual. De esta manera se facilitó la cuantificación y caracterización de los plásticos (Liebezeit & Dubaish, 2012) (Nuelle, Dekiff, Remy, & Fries, 2014).

2.4 Cuantificación y caracterización de las muestras

Los filtros secos, resultado de la digestión con H₂O₂ se observaron en un microscopio óptico a x10 y x20 aumentos para su cuantificación. Cada partícula encontrada fue clasificada por color y forma (Bayo J. , Olmos, López-Castellanos, & Rojo, 2018) (López-Castellanos, Olmos-Espinar, & Bayo-Bernal, 2020). Posteriormente se realizó la medición de cada una de ellas haciendo uso del software **ImageJ**.

CAPÍTULO 3

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Tipos de microplásticos

Se hallaron 81 piezas de microplástico por litro de agua analizada de la PTAR “Alseseca-Sur” (figura 4); 49 corresponden a fragmentos (figura 5a), 23 a fibras (figura 5b) y 8 pellets (figura 5c). La figura 6 muestra la distribución porcentual de los distintos tipos de plástico encontrados en la planta de tratamiento, donde se puede observar que más del 60% fueron fragmentos. Considerando que esta planta trata aproximadamente 274 millones de litros por día (ML/día), se estima una descarga al río Alseseca de 22,194 millones de MPs diarios.



Figura 4. Filtro con muestra de microplásticos tras 24 horas de

El número y tipo de microplásticos que suele desechar una PTAR depende de las etapas de tratamiento, inclusive del país. En estudios realizados en 2017, en la ciudad de Sidney, Australia, se reportó la presencia de 1.5 MPs por litro de agua tratada en una PTAR que cuenta únicamente con un tratamiento primario; se hallaron principalmente fibras de PET y en menor cantidad fragmentos de PE. El agua residual que llega a la planta pasa por una operación de filtración con malla de 3 a 5 mm, para continuar con una eliminación de arenas y terminar con una operación de sedimentación. Esta planta trata 308 ML/día aproximadamente, por lo que en promedio descarga 462 millones de partículas plásticas al mar diariamente. Al llevarse a cabo un tratamiento terciario en las plantas, que conste de

ultrafiltración, ósmosis reversa y descarbonización, es posible remover más del 90% de los MPs que permanecieron tras el tratamiento primario (Ziajahromi, Neale, Rintoul, & Leush, 2017).

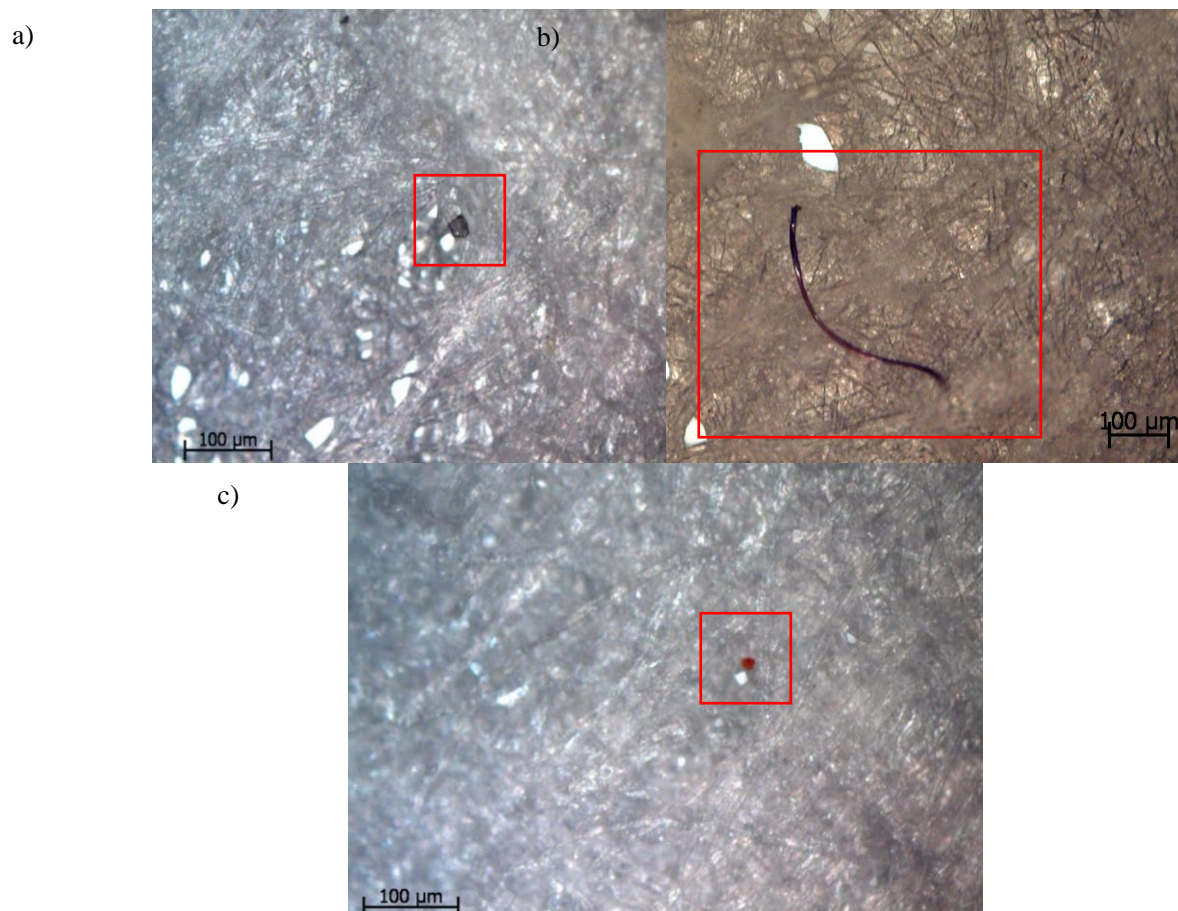


Figura 5. Imágenes de microplásticos obtenidas con un microscopio óptico, a) fragmento, b) fibra y c) pellet. Muestras tras 24 horas de secado y reacción con

Con tratamientos primarios que incluyen cribado de gruesos, y remoción de grasas y arenas (Glasgow, Escocia) es posible remover hasta el 78.34% de las partículas que ingresan. Tras un tratamiento secundario, la remoción de partículas es del 98.4%, dando como resultado una descarga de $0.25 (\pm 0.04)$ MPs/L; es decir, esta planta descarga alrededor de 65,238,500 MPs diariamente, los cuales en su mayoría son fragmentos (67.3%) y fibras (18.6%) (Murphy F., Ewins, Carbonnier, & Quinn, 2016).

En la PTAR de Viikiniemi (Golfo de Finlandia), se encontraron 180 partículas de fibras textiles y 430 partículas sintéticas por litro de agua ingresada a la planta; tras un tratamiento

primario de sedimentación, la concentración disminuyó a un promedio de 14.2 (± 0.7) fibras y 290.7 (± 28.2) partículas; en total se descargan 4.9 (± 1.4) fibras y 8.6 (± 2.5) partículas por litro al Mar Báltico (Talvitie, y otros, 2015).

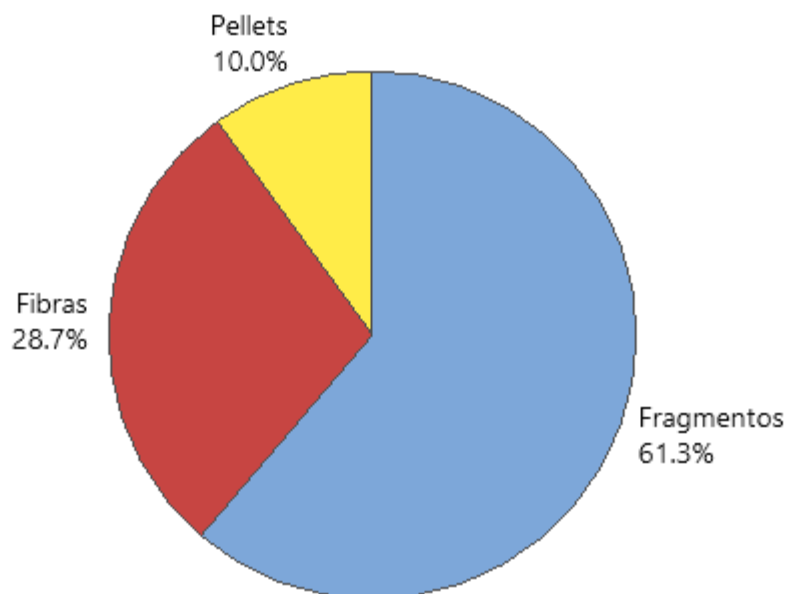


Figura 6. Distribución porcentual de microplásticos hallados en el efluente de la PTAR "Alseseca-Sur".

El problema de los MPS se extiende a todos los continentes; por ejemplo, en plantas de tratamiento en Corea del Sur (2019) se han hallado hasta 11,880 pellets, 564 fragmentos y 280 fibras por litro; en estas, los tratamientos primarios son capaces de eliminar hasta el 64.4% de los MPs, mientras que con tratamientos terciarios de coagulación y ozono fue posible remover hasta un 99.2% de las partículas que ingresaron a la planta (Hidayaturrahman & Lee, 2019).

Como se ha mostrado anteriormente, México no es la excepción; en plantas localizadas en la ciudad de Ensenada, BC, México (Ramírez-Álvarez, y otros, 2019) también se han

hallado en promedio 0.49 (± 0.47) MPs/L, las cuales descargan entre 200 y 500 L diariamente al océano pacífico.

La variación en la cantidad y el tipo de microplásticos se puede explicar por el tipo y densidad de población, así como por las actividades socioeconómicas existentes en cada una de las ciudades a las que atienden dichas plantas (Browne, y otros, 2011). Es claro también, que las plantas de tratamiento de agua residual son un mecanismo de ingreso de microplásticos al ambiente.

La alta cantidad de fibras halladas en el efluente de la PTAR “Alseseca-sur”, puede explicarse con el aumento del uso de telas sintéticas y por su desgaste durante los ciclos de lavado (Browne, y otros, 2011) (Bayo J. , Olmos, López-Castellanos, & Alcolea, 2016); se estima que la generación de fibras sintéticas producidas por los ciclos de lavado ascienden a 1.3×10^7 MPs, tan solo en el primer lavado de una prenda (Magni, y otros, 2019). Por otra parte, los fragmentos pueden asociarse a piezas más grandes de plástico desgastadas por los embistes del agua (Bayo J. , Olmos, López-Castellanos, & Alcolea, 2016) (Ziajahromi, Neale, Rintoul, & Leush, 2017).

Los altos índices de remoción en los tratamientos primarios pueden explicarse mediante la relación entre la densidad de los distintos polímeros y la acción de esta dentro de la sedimentación, ya que la densidad puede variar según el tipo y forma de plástico; la densidad también puede ser afectada por las incrustaciones de microorganismos que se pueden generar debido a la naturaleza hidrofóbica de los plásticos (Zettler, Mincer, & Amaral-Zettler, 2013); además, otras sustancias pueden adherirse al polímero por su exposición a los distintos factores ambientales (Magni, y otros, 2019). Así, una partícula que tenga mayor injerencia de otros organismos y sustancias, aumentará su densidad y con esto la probabilidad de sedimentarse (Murphy F. , Ewins, Carbonnier, & Quinn, 2016).

Tanto la bioincrustación como la adherencia de sustancias tóxicas, son factores de suma importancia al hablar de contaminación por microplásticos; aunque no se descargan directamente al agua, al sedimentarse terminan formando parte de los lodos de las plantas de tratamiento, muchos de los cuales, son utilizados como fertilizantes de suelos agrícolas. Esto significa que las PTARs no sólo estarían depositando microplásticos directamente al agua, sino también en los suelos y cultivos; estos a su vez se vuelven una fuente de partículas plásticas dentro de la alimentación y, de manera indirecta hacia el agua. Si bien

en el presente trabajo no se determinó la densidad de las partículas halladas, es posible inferir que éstas tienen mayor probabilidad de estar compuestas por algún polímero de baja densidad, lo cual propicia que se sedimenten con mayor dificultad.

En la PTAR “Alseseca-Sur”, el Tratamiento Primario Avanzado (TPA) hace uso de la floculación como parte del tratamiento; a su vez, la coagulación-floculación está asociada a la remoción de microplásticos. Diversas sustancias logran adherirse a los MPs alterando su carga eléctrica, de tal forma que suelen adquirir una carga negativa. Esto origina la coagulación de las partículas y su posterior floculación, dando como resultado su sedimentación (Murphy F. , Ewins, Carbonnier, & Quinn, 2016). Es aún necesario hacer pruebas que permitan determinar el nivel de efectividad de la coagulación-floculación en la remoción de microplásticos, así como los mecanismos mediante los cuales esto sucede (Wolff, Kerpen, Prediger, Barkmann, & Müller, 2019).

A pesar de que se ha demostrado que los tratamientos primarios son los que mayor cantidad de MPs remueven (50-90%), su descarga final sigue siendo de miles de millones, ya que al día se tratan miles de millones de litros de agua, lo que implica una exorbitante cantidad de microplásticos descargados a los cuerpos de agua diariamente. La disminución de los plásticos de un solo uso y la producción de plásticos en general, así como un adecuado tratamiento de los residuos que se generan diariamente, pueden ayudar a disminuir el impacto de este problema.

Se ha demostrado que los tratamientos secundarios, terciarios y especializados, pueden mejorar los porcentajes de remoción de los tratamientos primarios hasta casi el 100%. Por ejemplo, se estima que con un tratamiento terciario que incluya coagulación y ozonólisis, se logra una remoción hasta del 99.2% (Hidayaturrehman & Lee, 2019); tratamientos avanzados como la ósmosis inversa, pueden retirar más del 90% de las partículas residuales de un tratamiento primario (Ziajahromi et al, 2017). Una alternativa de tratamiento es el ultrasonido; a 300W y a 45 °C, en solo 20 minutos se logra la degradación de hasta un 90% de partículas plásticas contenidas en un efluente. En 30 minutos las microburbujas generadas por el ultrasonido degradan casi al 100% las cadenas poliméricas; un resultado similar se logra al utilizar ozonólisis durante 30 minutos, solo que implica un alto costo en comparación con otros métodos (Chen, Qi, Guohui, & Chenggao, 2018).

Finalmente, es importante señalar que no hay una metodología estandarizada para recuperar microplásticos; esto podría explicar la diferencia en el número de partículas halladas alrededor del mundo. Por tanto, es necesario el establecer una metodología universal con el fin de obtener datos más certeros.

3.2 Distribución de tamaños de microplásticos

El tamaño de las partículas plásticas puede dar indicios del nivel de degradación del plástico originario, ya que una menor longitud implicará mayor intemperismo. La longitud de 25 de los fragmentos encontrados en la PTAR “Alseseca-Sur”, varió entre 3 y 19.99 μm , 10 se encontraron entre 20 y 36.99 μm , 6 de ellos midieron entre 37 y 56.99 μm , mientras que únicamente 8 de superaron los 70 μm (figura 7).

En la figura 7 se puede observar que más del 50% de la población midió menos de 20 μm ; esto se puede deber a que un mayor tamaño de partícula puede implicar una mayor área, lo cual propiciará una mayor coagulación, en consecuencia, los fragmentos de mayor longitud serán más propensos a coagularse-flocularse para, posteriormente, sedimentarse durante la primera etapa del tratamiento, mientras que los más pequeños lograrán permanecer en el agua hasta la descarga final (Murphy F. , Ewins, Carbonnier, & Quinn, 2016) (Magni, y otros, 2019).

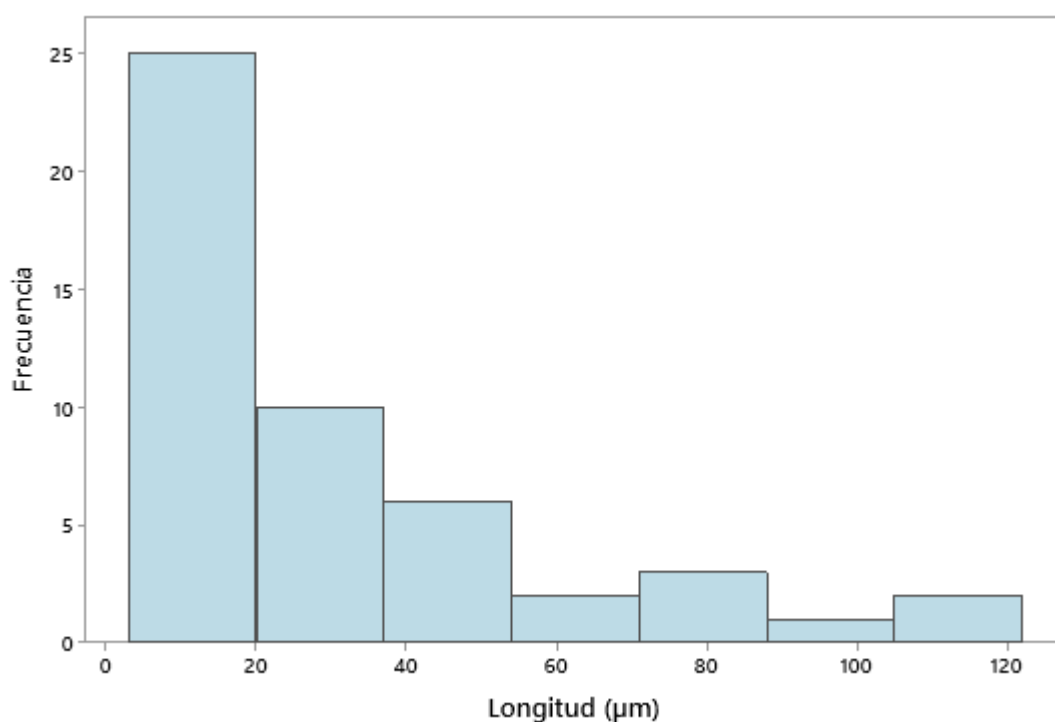


Figura 7. Histograma de frecuencias de la longitud de los fragmentos encontrados en el efluente de la PTAR “Alseseca-Sur”.

Durante el estudio realizado en Sidney, Australia, se encontró que el 20% de los fragmentos oscilaban entre 25 y 500 μm , tras un tratamiento primario; un tratamiento terciario permitió que las longitudes descendieran a un máximo de 100 μm (Ziajahromi, Neale, Rintoul, & Leush, 2017). Con otros tratamientos primarios, como el realizado en Rüsselsheim, Alemania, es posible lograr que el 95% de los fragmentos encontrados tenga tamaños entre 10 y 100 μm (Wolff, Kerpen, Prediger, Barkmann, & Müller, 2019).

La longitud de las fibras halladas en la PTAR Alseseca Sur varía entre 41 y 479 μm (figura 8), encontrándose una mayor frecuencia en tamaños entre 90 y 150 μm . en menor cantidad se hallaron fibras con longitud entre 210 y 270 μm ; en los muestreos, solo una fibra superó los 450 μm .

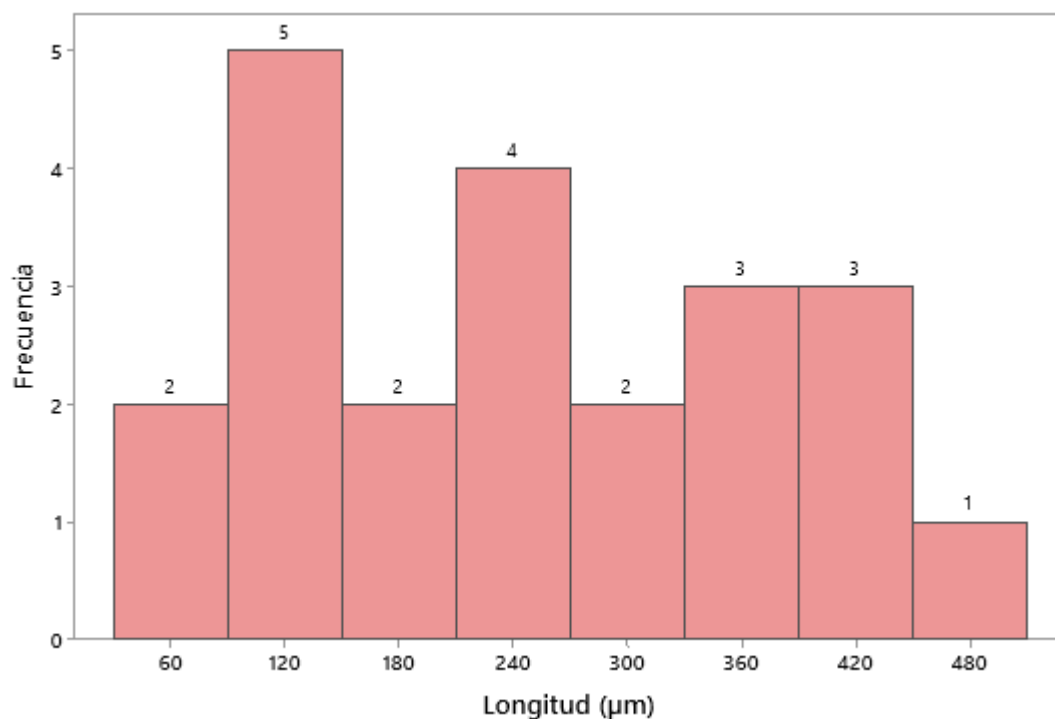


Figura 8. Histograma de frecuencias de la longitud de fibras encontradas en el efluente de la PTAR “Alseseca-Sur”.

Alrededor del mundo, los estudios realizados no muestran una tendencia de longitudes de fibras. En Australia se han reportado fibras de tamaño superior a los 100 μm , después de un

tratamiento primario; con un tratamiento terciario y de ósmosis inversa, el tamaño osciló entre 100 y 190 μm (Ziajahromi, Neale, Rintoul, & Leush, 2017). En contraste, en una PTAR de Alemania, el tamaño del 80% de las fibras midieron entre 100 y 1000 μm , tras un tratamiento primario (Wolff, Kerpen, Prediger, Barkmann, & Müller, 2019). Finalmente, en norte de Italia, se han hallado fibras con tamaño que entre 0.5 y 0.1 mm (Magni, y otros, 2019), siendo las de menor tamaño hasta ahora encontradas en una PTAR.

La variación en la longitud de las fibras se puede explicar por el uso de la instrumentación para recuperarlas; en algunos casos suelen utilizarse redes y/o filtros con distinto tamaño de poro, que va de 500 hasta 25 μm (Ziajahromi, Neale, Rintoul, & Leush, 2017). En otros, se utilizan filtros con poros de 5×10^3 , 2×10^3 y 0.063 μm contraste (Magni, y otros, 2019). Esta diferencia da como resultado que las fibras, al ser más angostas que los fragmentos y pellets, pueden atravesar los poros más pequeños (Ziajahromi, Neale, Rintoul, & Leush, 2017), lo que también explica la mayor presencia de fibras en la mayoría de las investigaciones. En la presente investigación, las longitudes de las fibras variaron en un intervalo mayor en comparación con la literatura encontrada, lo que puede deberse a que se utilizó un único tamaño de poro.

Por último, el 75% de los pellets hallados midieron entre 14 y 22 μm , mientras que únicamente el 12.5% se encontraron por debajo de los 10 μm (figura 9).

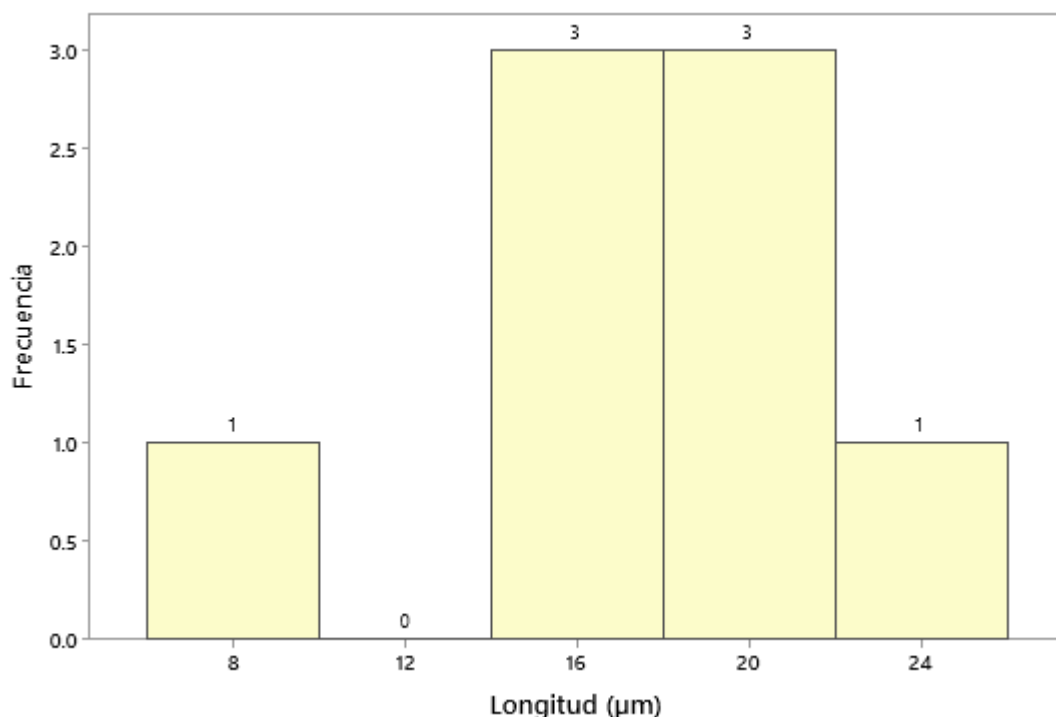


Figura 9. Histograma de frecuencias de la longitud de fibras encontradas en el efluente de la PTAR “Alseseca-Sur”.

En estos últimos la variación de la longitud del diámetro fue mínima, lo cual puede deberse al tamaño de la muestra y la estandarización de los pellets por parte de las industrias manufactureras; aunado a eso, se infiere que son las microesferas de menor densidad las que logran salir en la descarga final (Murphy F. , Ewins, Carbonnier, & Quinn, 2016) (Magni, y otros, 2019).

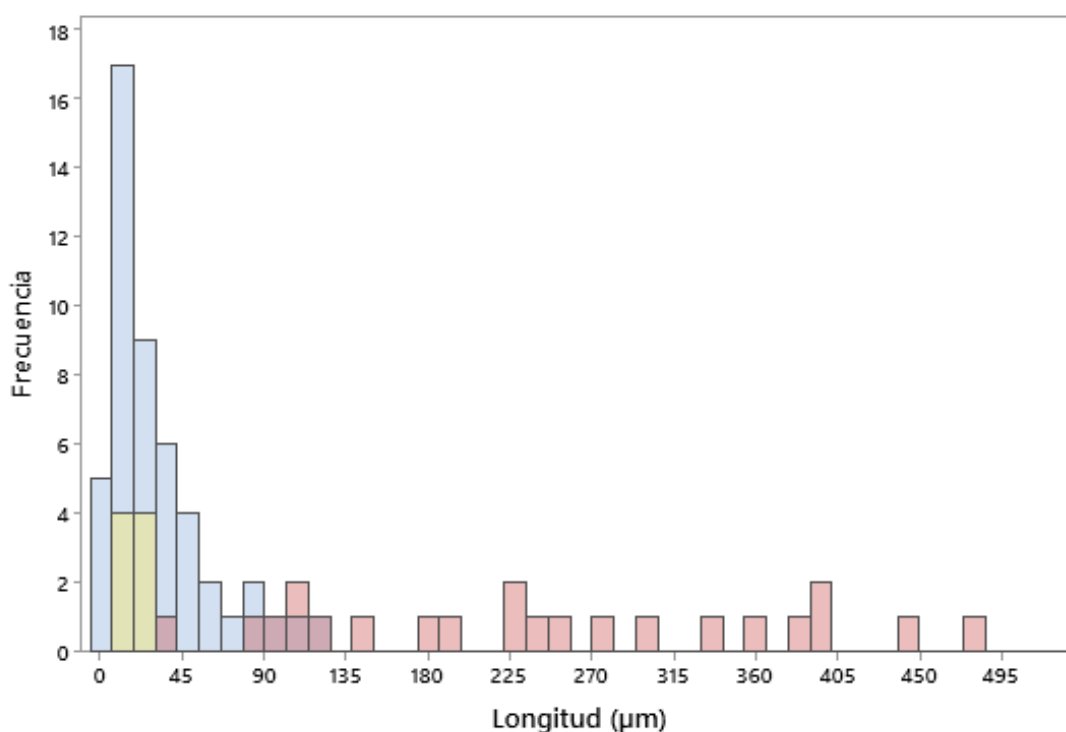


Figura 10. Distribución de la longitud de los microplásticos encontrados en el efluente de la PTAR “Alseseca-Sur”. En verde se muestran los pellets, en azul se muestran los fragmentos y en rosa las fibras. La sobreposición de fibras sobre fragmentos se muestra en color morado.

Finalmente, la figura 14 muestra la distribución de las longitudes de todos los microplásticos encontrados. Se puede observar que las fibras son el tipo de MP que mayor variación de tamaño tienen, mientras que los pellets y fragmentos se concentran en un menor intervalo de tamaños, lo que indica una mayor uniformidad en la longitud. Esto se

puede explicar por la densidad de los distintos plásticos, como se ha comentado anteriormente. Según la literatura, tanto fragmentos como pellets tienden a ser de plásticos más densos (PET 1.38 g/m³; PS 1.06 g/m³), por lo que las piezas más grandes tenderán a sedimentarse o a ser removidas durante la coagulación-floculación; en cambio, las fibras, al ser de polímeros de menor densidad como la poliamida (1.14 g/m³) o el poliéster (1.1 g/m³), aunado una menor área de contacto, tendrán menos probabilidad de sedimentarse y/o a coagularse, por lo que las fibras de mayor tamaño logran avanzar por el tren de tratamiento.

3.3 Colores

En cuanto al color se refiere, 14 de los fragmentos encontrados son transparentes, 12 negros, 5 azules, 4 amarillos, 3 rojos y 3 naranjas; los 8 restantes fueron de otro color o tenían más de un color (figura 11).

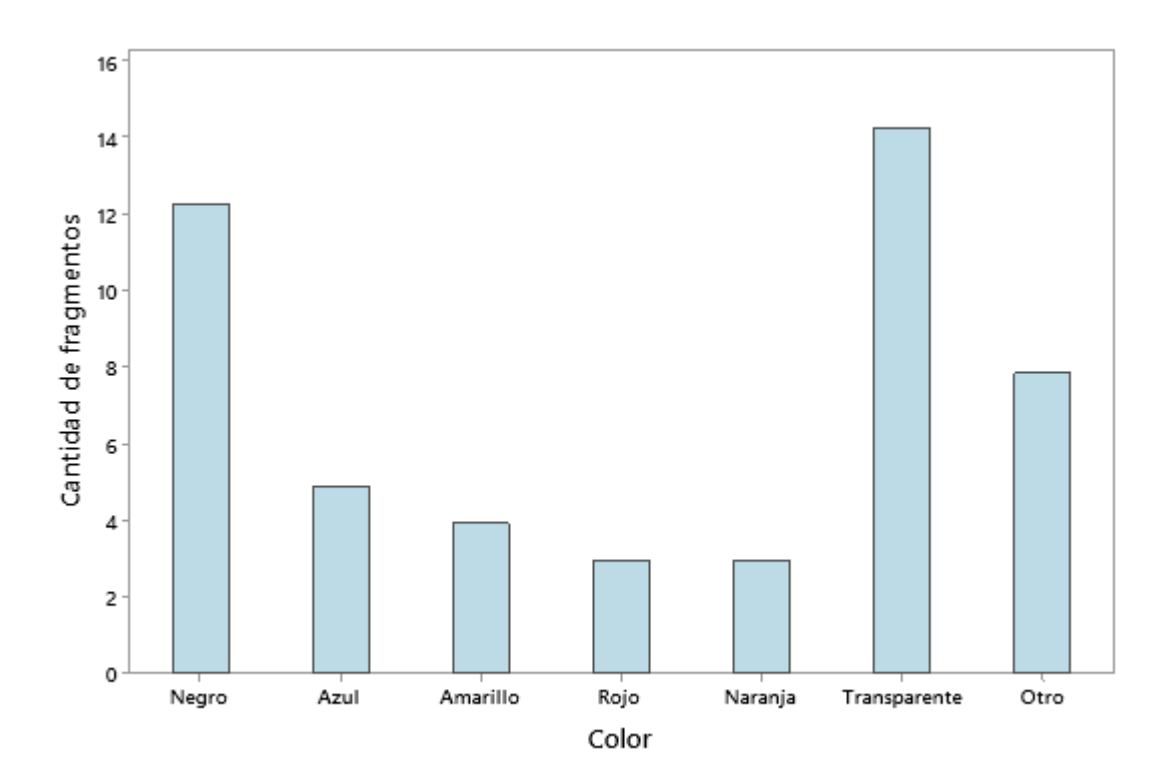


Figura 11. En la gráfica se muestra la distribución de los distintos colores de fragmentos encontrados en el efluente de la PTAR “Alseseca-Sur”.

Por otra parte, 14 de las fibras fueron de color transparente, 5 de color azul, 2 negras, 1 roja y 1 de más de un color (figura 12).

Concerniente a los pellets, 3 fueron transparentes, 2 negros, 1 naranja, 1 rojo y el restante fue de más de un color (figura 13).

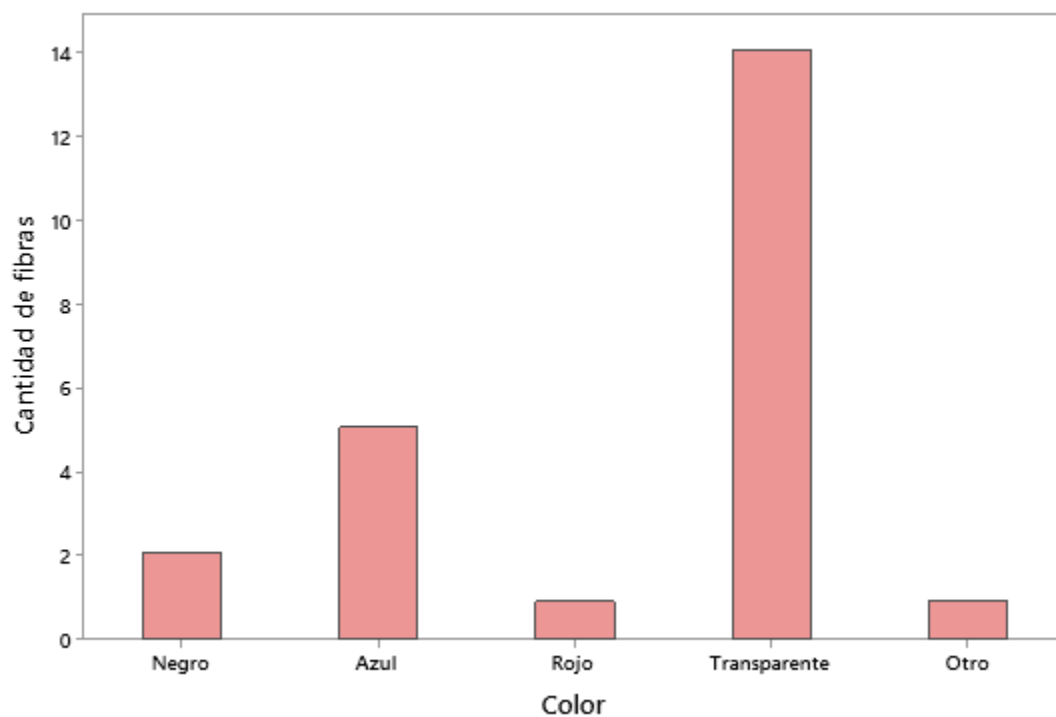


Figura 12. En la gráfica se muestra la distribución de los colores de las fibras encontradas en el efluente de la PTAR “Alseseca-Sur”.

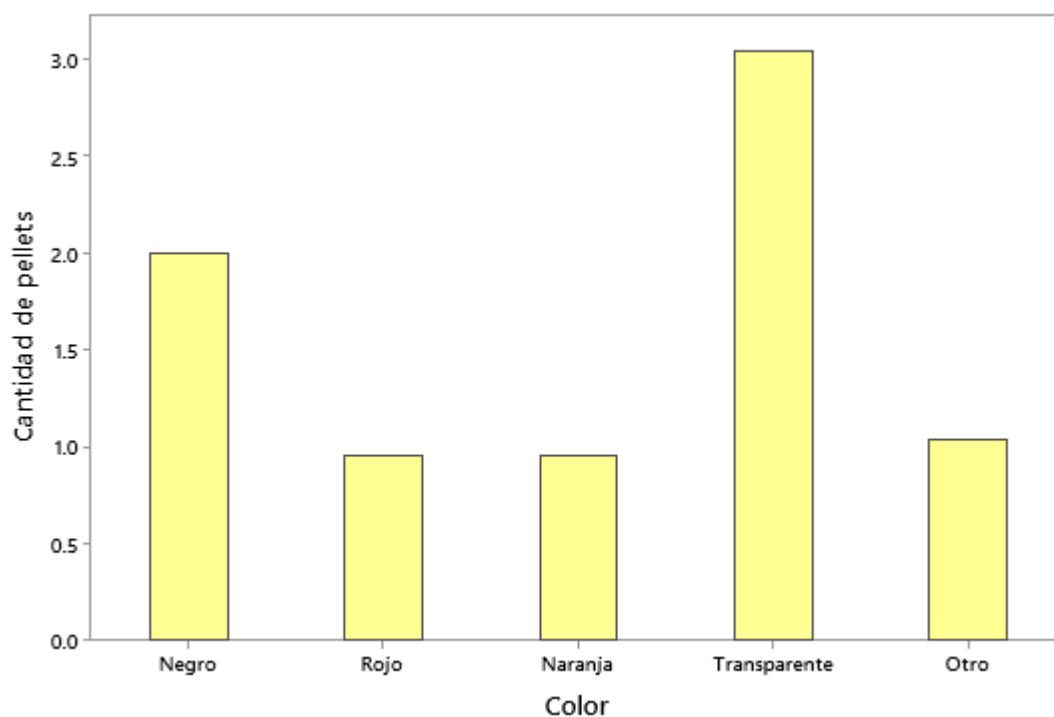


Figura 13. En la gráfica se muestra la distribución de los colores de los pellets encontrados en el

Como era de esperarse, en otros lugares del mundo los hallazgos son diferentes. En la PTAR de un tratamiento primario en Sidney Australia, 20% de los MPs encontrados corresponden a fragmentos azules, mientras que las fibras halladas son blancas y transparentes, con algunas verdes brillantes. En la PTAR con tratamiento secundario se encontraron mayoritariamente fibras negras y azules; en menor cantidad fragmentos rojos y azules, además de pellets rojos y azules. Además, en la PTAR con tratamiento terciario y osmosis inversa, se hallaron fragmentos blancos y azules, y algunas fibras negras (Ziajahromi, Neale, Rintoul, & Leush, 2017). Finalmente, dentro de la planta de Glasgow, Escocia, fueron hallados MPs color rojo en un 26.7%, color azul en un 25.4% y verde en 19.1% (Murphy F. , Ewins, Carbonnier, & Quinn, 2016).

Como se puede observar en la figura 14, la mayoría de microplásticos encontrados son transparentes, lo cual se puede explicar por el efecto del peróxido al que fueron sometidas las muestras, el cual pudo provocar la decoloración de las partículas (Nuelle, Dekiff, Remy, & Fries, 2014).

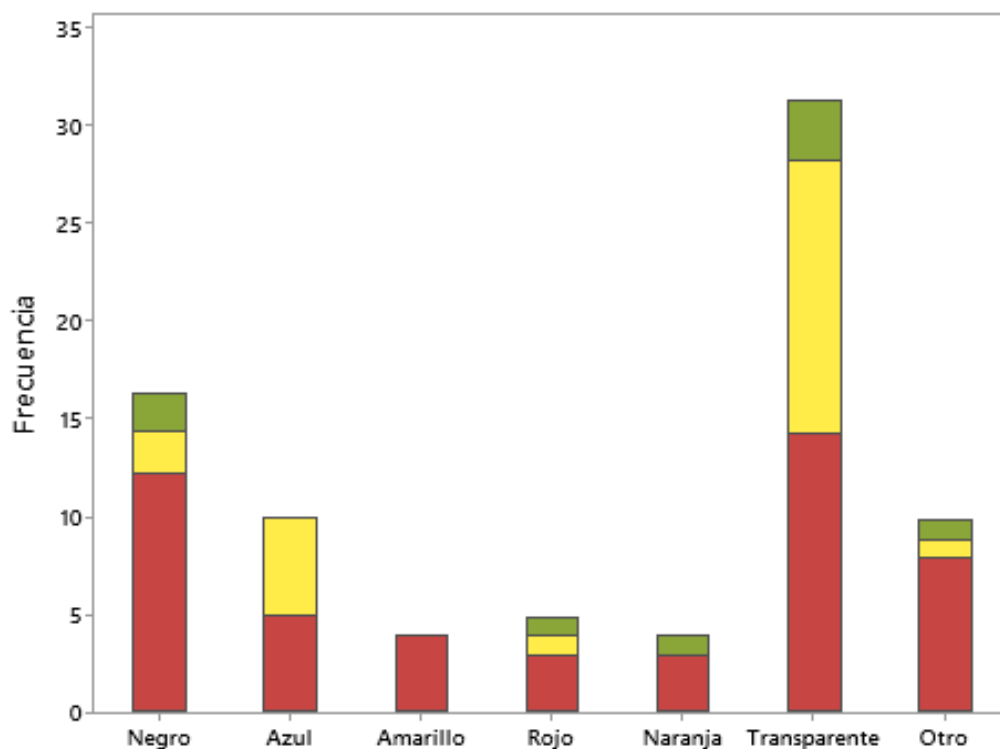


Figura 14. Distribución por colores de todos los microplásticos encontrados en el efluente de la PTAR “Alseseca-sur”. En color verde se representan los pellets, en amarillo las fibras y en rojo

Como puede verse, los colores son correspondientes a los hallados en otros estudios; sin embargo, la determinación de los colores de los microplásticos es inusualmente determinado en las investigaciones realizadas en PTARs, ya que se opta por hacer una determinación precisa del tipo de plástico mediante métodos espectrofotométricos como el infrarrojo (FT-IR) (Hidayaturrehman & Lee, 2019) (Ziajahromi, Neale, Rintoul, & Leush, 2017) o Raman (Cabernard, Roscher, Lorenz, Gerds, & Primpke, 2018) (Wolff, Kerpen, Prediger, Barkmann, & Müller, 2019).

CONCLUSIONES

En este trabajo de tesis se identificó la presencia de microplásticos en el efluente de la PTAR “Alseseca-Sur”. Las muestras de agua estudiadas corresponden a la descarga final de la planta.

Se hallaron un total de 81 partículas plásticas, las cuales se clasificaron como fragmentos (49 pzas), fibras (23 pzas) y pellets (8 pzas). La abundancia de los fragmentos sobre los demás, se le atribuye a la densidad de los plásticos de donde provienen; las fibras se atribuyen a los ciclos de lavados de prendas de telas sintéticas.

Por medio de microscopía óptica se determinó la longitud de los MPs. Los fragmentos encontrados midieron entre 3 y 70 μm ; el mayor número de fragmentos hallados tienen longitud entre 3 y 19.99 μm . La longitud de las fibras se halla entre 41 y 479 μm ; estas se encontraron con mayor frecuencia entre 90 y 150 μm . Finalmente, el tamaño de los pellets es más uniforme, el 75% de ellos en el intervalo 14-22 μm .

Asimismo, la microscopía óptica permitió caracterizar las partículas plásticas por colores. Los microplásticos transparentes fueron los de mayor frecuencia en fragmentos, fibras y pellets; en menor cantidad se hallaron los de color negro y azul.

RECOMENDACIONES

Se recomienda realizar una caracterización por medio de espectroscopía óptica, infrarrojo (FT-IR) o Raman, con el fin de conocer con exactitud el tipo de plástico predominante y su posible origen.

Se recomienda ahondar en la determinación de los mecanismos de transporte que ocurren durante las etapas del tratamiento primario avanzado, priorizando las operaciones de sedimentación y coagulación-floculación, con el objetivo de conocer con certeza sobre las dinámicas que promueven la remoción de los microplásticos, así como el destino final de estos.

Finalmente, se sugiere fomentar el estudio de operaciones o procesos que lleven a la degradación completa de los plásticos, y no solo su remoción, recordando que siempre será mejor la prevención de la generación de este residuo por sobre su manejo integral.

BIBLIOGRAFÍA

- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 1596-1605.
- Arthur, C., Baker, J., & Bamford, H. (2009). *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris*. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30.
- Barrowclough, D., Deere Birkbeck, C., & Christen, J. (2020). Global trade in plastics: insights from the first life-cycle trade database. *United Nations Conference on Trade and Development*(53). doi:UNCTAD/SER.RP/2020/12
- Bayo, J., Olmos, S., López-Castellanos, J., & Alcolea, A. (2016). Microplastics and microfibers in the sludge of a municipal wastewater treatment plant. *Int. J. Sus. Dev. Plann.*, 11(5), 812-821. doi:10.2495/SDP-V11-N5-812-821
- Bayo, J., Olmos, S., López-Castellanos, J., & Rojo, M. D. (2018). *Emisión de microplásticos desde estaciones depuradoras de aguas residuales: ¿son los polímeros más demandados los más encontrados en nuestros efluentes?* Obtenido de CONAMA 2018: <http://www.conama2018.org/web/generico.php?idpaginas=&lang=es&menu=438&idnavegacion=&tipoq=&op=&busqueda=S&q=&autor=javier+bayo&institucion=&tipacto=&actividad=&tipodocumento=&comunicacion=&dirigida=&x=34&y=11&jornada=>
- Becerril Bravo, J. E. (2009). Contaminantes Emergentes en el Agua. *Revista Digital Universitaria*, 10(8). Obtenido de <http://www.revista.unam.mx/vol.10/num8/art54/art54.pdf>
- Bollaín-Pastor, C., & Vicente-Agulló, D. (2019). Presencia de microplásticos en aguas y su potencial impacto en la salud pública. *Rev. Esp. Salud Pública*, 93.
- Borges Ramirez, M. M., Dzul Caamal, R., & Rendón von Osten, J. (2019). Occurrence and seasonal distribution of microplastics and phtalates in sediments from the urban channel of the Ria and coast of Campeche, Mexico. *Science of the Total Environmental*, 672, 97-105. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.472>
- Borges-Ramírez, M., Mendoza-Franco, E. F., Escalona-Segura, G., & Rendón-von Osten, J. (2020). Plastic density as a key factor in the presence of microplastic in the gastrointestinal tract of commercial fishes from Campeche Bay, Mexico.

- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). Accumulation of Microplastic on Shorelines Woldwide: Sources and Sinks. *Environ. Sci. Technol.*, 45, 9175-9179. doi:[dx.doi.org/10.1021/es201811s](https://doi.org/10.1021/es201811s)
- Browne, M., Dissanayake, A., Galloway, T., Lowe, D., & Thompson, R. (2008). Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environ. Sci. Technol.*, 5026-5031.
- Cabernard, L., Roscher, L., Lorenz, C., Gerdts, G., & Primpke, S. (2018). Comparasion of Raman and Fourier Transform Infrared Spectroscopy for the Quantification of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environ. Sci. Technol.*, 52, 13279-13288. doi:[10.1021/acs.est.8b03438](https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03438)
- Cámara de Diputados LXIV Legislatura. (2019). *Prohibición del uso de bolsas de plástico. Derecho comparado a nivel internacional y estatal. SAPI-ISS-2019*. Subdirección de Análisis de Política Interior, Ciudad de México.
- Carolin, C. F., Kumar, P. S., Saravanan, A., Joshiba, G. J., & Naushad, M. (2017). Efficient Techniques for the Removal of Toxic Heavy Metals from Aquatic Environment: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2017.05.029>
- Carpenter, E. J., & Smith, K. L. (1972). Plastics on the Sargasso Sea Surface. *Science*, 175, 1240-1241. doi:[10.1126/science.175.4027.1240](https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240)
- Carrillo Rivera, J. J., Perló Cohen, M., & Morales Casique, E. (2021). *Crece las ciudades... ¿y la cantidad de agua?* Obtenido de https://www.dgcs.unam.mx/boletin/bdboletin/2021_246.html#:~:text=De%20los%20mil%20386%20billones,consumo%20humano%20y%20los%20ecosistemas.
- Chávez Ruiz, S. I. (2019). Efecto del sensibilizante rosa de bengala-quitosano en la depuración del efluente de la PTAR "Alseseca-Sur", Puebla. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- Chen, R., Qi, M., Guohui, Z., & Chenggao, Y. (2018). Comparative experiments on polymer degradation technique of produced water of polymer flooding oilfield. *IOP Conf. Ser.: Earth and Environ. Sci.*, 113(012208). doi:[10.1088/1755-1315/113/1/012208](https://doi.org/10.1088/1755-1315/113/1/012208)

- Clean Seas. (2017). *Clean Seas*. Obtenido de Governments: <https://www.cleanseas.org/heroes/governments>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 2588-2597. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.09.025
- CONAGUA. (2019). Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación. 170. Obtenido de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/611037/Inventario_2019.pdf
- Coppock, R. L., Cole, M., Lindeque, P. K., Queirós, A. M., & Galloway, T. S. (2017). A small-scale, portable method for extracting microplastics from marine sediments. *Environmental Pollution*, 829-837. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.017>
- da Costa, J., Duarte, A., & Rocha-Santos, T. (2017). Microplastics - Occurrence, Fate and Behaviour in the Environment. doi:<https://doi.org/10.1016/bs.coac.2016.10.004>
- Dehaut, A., Cassone, A. L., Frère, L., Himber, C., Rinnert, E., Rivière, G., . . . Paul-Pont, I. (2016). Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental Pollution*, 215, 223-233. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.018>
- Deng, Y., Zhang, Y., Lemos, B., & Ren, H. (2017). Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure. *Scientific Reports*, 7. doi:10.1038/srep46687
- Digka, N., Tsangaris, C., Torre, M., Anastasopoulou, A., & Zeri, C. (2018). Microplastics in mussels and fish from the Northern Ionian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 30-40. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.063>
- Ebele, A. J., Abdallah, M. A.-E., & Harrad, S. (2016). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. *Emerging Contaminants*, 1-16. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.emcon.2016.12.004>
- Eerkes-Medrano, D., Leslie, H. A., & Quinn, B. (2018). Microplastics in drinking water: A review and assessment of an emerging concern. *Current Opinion in Environmental Science & Health*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.12.001>.
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., & Aldridge, D. C. (2015). Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge

- gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, 75, 63-82.
doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>
- Farbiarz Mas, A. (08 de Marzo de 2018). *Residuos Profesional*. Obtenido de Estados Unidos, Canadá, el Reino Unido, Francia, Suecia: Países que prohíben los microplásticos en los cosméticos : <https://www.residuosprofesional.com/paises-prohiben-microplasticos-cosmeticos/>
- Farrell, P., & Nelson, K. (2013). Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*, 1-3.
doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046>
- Fok, L., & Cheung, P. K. (2015). Hong Kong at the Pearl River Estuary: A hotspot of microplastic pollution. *Marine Pollution Bulletin*.
doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.050>
- Friedman, C. L., Burgess, R. M., Perron, M. M., Cantwell, M. G., Ho, K. T., & Lohmann, R. (2009). Comparing Polychaete and Polyethylene Uptake to Assess Sediment Resuspension Effects on PCB Bioavailability. *Environ. Sci. Technol.*, 2865-2870.
doi:10.1021/es803695n
- Fundación Aquae. (2022). *Fundación Aquae*. Obtenido de Los 8 principales contaminantes del agua: <https://www.fundacionaquae.org/wiki/los-residuos-que-mas-contaminan-el-agua/>
- H.R.1321 - 114th Congress. (28 de diciembre de 2015). *Microbead-Free Waters Act of 2015*. Obtenido de <https://www.congress.gov/bill/114th-congress/house-bill/1321/text>
- Hidayaturrahman, H., & Lee, T.-G. (2019). A study on characteristics of microplastics in wastewater of South Korea: Identification, quantification, and fate of microplastics during treatment process. *Marine Pollution Bulletin*, 696-702.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.071>
- Jonathan, M. P., Sujitha, S. B., Rodriguez-Gonzalez, F., Campos Villegas, L. E., Hernández-Camacho, C., & Sarkar, S. K. (2021). Evidences of microplastics in diverse fish species off the Western Coast of Pacific Ocean, Mexico. *Ocean and Coastal Management*, 204, 105544.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105544>
- Karami, A., Golieskardi, A., Choo, C. K., Romano, N., Ho, Y. B., & Salamatinia, B. (2016). A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish. *Science of the Total Environment*. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.213>

- Karami, A., Golieskardi, A., Keong Choo, C., Larat, V., Galloway, T., & Salamantina, B. (2017). The presence of microplastics in commercial salts from different countries. *Scientific Reports*, 10.1038/srep46838.
- Liebezeit, G., & Dubaish, F. (2012). Microplastics in Beaches of the East Frisian Islands Spiekeroog and Kachelotplate. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*(89), 213-217. doi:10.1007/s00128-012-0642-7
- López Zamora, R. d., & Montalvo Vargas, R. (2015). Expansión urbana, agua potable y saneamiento en la zona metropolitana Puebla Tlaxcala (ZMPT). *Observatorio Iberoamericano del Desarrollo Local y la Economía Social*(18), 7,9.
- López-Castellanos, J., Olmos-Espinar, S., & Bayo-Bernal, J. (2020). Emergentes y ubicuos: microplásticos en aguas residuales y EDAR. Monitorización de cuatro EDAR en al región de Murcia. *TECNO-AQUA*(45), 60-70.
- Lusher, A. (2015). Microplastics in the Marine Environment: Distribution, Interactions and Effects. En M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Edits.), *Marine Anthropogenic Litter* (págs. 245-307). Springer, Cham. doi:https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_10
- Macías Rábago, J., & Juan Carlos, I. (27 de febrero de 2020). INICIATIVA QUE ADICIONA EL ARTÍCULO 269 DE LA LEY GENERAL DE SALUD, SUSCRITA POR LAS DIPUTADAS JULIETA MACÍAS RÁBAGO E IRMA JUAN CARLOS, DE LOS GRUPOS PARLAMENTARIOS DE MOVIMIENTO CIUDADANO Y MORENA. Ciudad de México: Cámara de Diputados. LXIV Legislatura.
- Magni, S., Binelli, A., Pittura, L., Avio, C. G., Della Torre, C., Parenti, C. C., . . . Regoli, F. (2019). The fate of microplastics in an Italian Wastewater Treatment Plant. *Science of the Total Environment*, 602-610. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.269
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., & Kaminuma, T. (2001). Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. *Environ. Sci. Technol.*, 35(2), 318-324. doi:10.1021/es0010498
- Michielssen, M. R., Michielsen, E. R., Ni, J., & Duhaime, M. B. (2016). Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit processes employed. *Environ. Sci. Water Res. Technol.*, 1064-1073. doi:10.1039/c6ew00207b

- Ministerio de Justicia Canadiense. (2 de Junio de 2017). Microbeads in Toiletries Regulations - Canadian Environmental Protection Act, 1999. Canadá. Obtenido de <https://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-2017-111.pdf>
- Monreal Ávila, R. (29 de Abril de 2019). *INICIATIVA CON PROYETO DE DECRETO POR EL QUE SE REFORMAN Y ADICIONAN DIVERSAS DISPOSICIONES DE LA LEY GENERAL DE SALUD*. Ciudad de México, México.
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., & Quinn, B. (2016). Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology*, 5800-5808. doi:10.1021/acs.est.5b05416
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., & Quinn, B. (2016). Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environ. Sci. Technol.*, 11(50), 5800-5808. doi:<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416>
- Nuelle, M.-T., Dekiff, J., Remy, D., & Fries, E. (2014). A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution*(184), 161-169.
- Organización Mundial de la Salud. (14 de Junio de 2019). *Organización Mundial de la Salud*. Obtenido de Agua: <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water#:~:text=El%20agua%20contaminada%20puede%20transmitir,zonas%20con%20escasez%20de%20agua>.
- Piñon-Colin, T., Rodriguez-Jimenez, R., Pastrana-Corral, M., Rogel-Hernandez, E., & Toyohiko Wakida, F. (2018). Microplastics on sandy beaches of the Baja California Peninsula, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 131, 63-71. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.055>
- Piñon-Colin, T., Rodriguez-Jimenez, R., Rogel-Hernandez, E., Alvarez-Andrade, A., & Toyohiko Wakida, F. (2019). Microplastics in stormwater runoff in a semiarid region, Tijuana, Mexico. *Science of the Total Environment*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135411>
- Plastic Oceans. (2021). *Plastic Oceans - The Facts*. Obtenido de <https://plasticoceans.org/the-facts/>
- Prata, J., da Costa, J., Duarte, A., & Rocha-Santos, T. (2019). Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *Trends in Analytical Chemistry*, 150-159.

- Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., . . . Giogini, E. (2021). Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environmental International*, 146. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>
- Ramírez-Álvarez, N., Mendoza, L., Macías-Zamora, J. V., Oregel-Vázquez, L., Alvarez-Aguilar, A., Hernández-Guzmán, F. A., . . . Navarro-Olache, L. F. (2019). Microplastics: Sources and Distribution in Surface Waters and Sediments of Todos Santos Bay, Mexico. *Science of the Total Environment*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134838>
- Raschid-Sally, L., & Jayakody, P. (2008). Drivers and Characteristics of Wastewater Agriculture in Developing Countries: Results from a Global Assessment. *IWMI Informe de Investigación N° 127*.
- Retama, I., Jonathan, M. P., Shrutti, V. C., Velumani, S., Sarkar, S. K., Roy, P. D., & Rodríguez-Espinosa, P. F. (2016). Microplastics in tourist beaches of Huatulco Bay, Pacific coast of southern Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.053>
- Robledo Zacarías, V. H., Velázquez Machuca, M. A., Montañez Soto, J., Pimentel Equihua, J. L., Vallejo Cardona, A. A., López Calvillo, M. D., & Venegas González, J. (2017). Hidroquímica y contaminantes emergentes en aguas residuales urbano industriales de Morelia, Michoacán, México. *Rev. Int. Contam. Ambie.*, 221-235. doi:10.20937/RICA.2017.33.02.04
- Rosas Luis, R., González Salvatierra, C., & Gurrola, M. P. (2022). Las dunas del Caribe y su contaminación por microplásticos. *Ciencia. Revista de la Academia de Ciencias. Contaminación por microplásticos*, 73(2), 42-49.
- Sánchez-Hernández, L. J., Ramírez-Romero, P., Rodríguez-González, F., Ramos-Sánchez, V. H., Márquez Montes, R. A., Romero-Paredes Rubio, H., . . . Jonathan, M. P. (2021). Seasonal evidences of microplastics in environmental matrices of a tourist dominated urban estuary in Gulf of Mexico, Mexico. *Chemosphere*, 277. doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130261>
- Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (11 de Febrero de 1980). NMX-AA-003-1980 Aguas residuales.-Muestreo. 8. Distrito Federal, México.
- SEMARNAT. (2018). *Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales*. Obtenido de Informe del Medio Ambiente: <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe18/tema/cap6.html#tema2>

- Shruti, V. C., Jonathan, M. P., Rodríguez-Espinosa, P. F., & Rodríguez-González, F. (2019). Microplastics in freshwater sediments of Atoyac River basin, Puebla City, Mexico. *Science of The Total Environment*, 654, 154-163.
- Singh, B., & Sharma, N. (2008). Mechanistic implications of plastic degradation. *Polymer Degradation and Stability*(93), 561-584. doi:10.1016/j.polymdegradstab.2007.11.008
- Statista Research Department. (26 de Octubre de 2021). *Statista*. Obtenido de Producción mundial de plástico 1950-2019: <https://es.statista.com/estadisticas/636183/produccion-mundial-de-plastico/>
- Suárez, J., & Navia, G. (2007). *Aporte a la utilización de agua termal como coagulante en el tratamiento de aguas residuales municipales*. Obtenido de Repositorio Institucional Universidad Nacional de Colombia: <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/2606>
- Talvitie, J., Heinonen, M., Pääkkönen, J.-P., Vahtera, E., Mikola, A., Setälä, O., & Vahala, R. (2015). Do wastewater treatment plants act as a potencial point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. *Water Science & Technology*, 1495-1504.
- Thompson, R. C., Moore, C. J., vom Saal, F. S., & Swan, S. H. (2009). Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical Transactions of The Royal Society*(364), 2153-2166. doi:10.1098/rstb.2009.0053
- Villarín, M. C., & Merel, S. (2020). Paradigm shifts and current challenges in wastewater management. *Journal of Hazardous Materials*(390). doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122139>
- Winkor, A., Eberh, C., Ngozi, E., & Oharley, K. (2019). Microplastic-toxic chemical interaction: a review study on quantified level, mechanism and implication. *SN Applied Sciences*. doi:<https://doi.org/10.1007/s42452-019-1352-0>
- Wolff, S., Kerpen, J., Prediger, J., Barkmann, L., & Müller, L. (2019). Determination of the microplastics emission in the effluent of a municipal waste water treatment plant using Raman microspectroscopy. *Water Research X*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wroa.2018.100014>
- WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas). (2017). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos. 2017. Aguas residuales: El recurso desaprovechado*. París.

- Yin, L., Wen, X., Huang, D., Zeng, G., Deng, R., Liu, R., . . . Pan, H. (2021). Microplastics retention by reeds in freshwater environment. *Science of the Total Environment*, 790. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148200>
- Zettler, E. R., Mincer, T. J., & Amaral-Zettler, L. A. (2013). Life in the "Plastisphere": Microbial Communities on Plastic Marine Debris. *Environ. Sci. Technol.* doi:[dx.doi.org/10.1021/es401288x](https://doi.org/10.1021/es401288x)
- Ziajahromi, S., Neale, P. A., Rintoul, L., & Leush, F. (2017). Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Water Research*. doi:[10.1016/j.watres.2017.01.042](https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.042)
- Zitko, V., & Hanlon, M. (1991). Another Source of Pollution by Plastics: Skin Cleaners with Plastic Scrubbers. *Marine Pollution Bulletin*, 22(1), 41-42.