



## Presencia, tipos y evolución de microplásticos en aguas residuales y EDAR

Las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) actúan como sumideros y, a la vez, fuentes de microplásticos, por su incompleta retención durante el tratamiento. En este artículo se informa de la presencia, tipología, retención y liberación de microplásticos de una planta con fangos activos ubicada en Cartagena (Murcia). Se procesaron 352,6 L de agua residual tomada en cuatro etapas de proceso en muestreos de mañana y tarde. La extracción de microplásticos fue por densidad (NaCl 120 g/L) antes de filtración (0,45  $\mu\text{m}$ ); identificación con microscopio trinocular con cámara digital y registro de tamaño, forma y color para cada micropartícula en su dimensión más larga, analizando grupos funcionales y composición molecular con espectroscopia infrarroja transformada Fourier (FITR). El estudio muestra una retención estadísticamente significativa de microplásticos (90,3%) en efluente, siendo fibras y fragmentos las formas más prevalentes y el intervalo 600 y 800  $\mu\text{m}$ , el más frecuente (26,4%). Se identificaron 17 tipos de polímeros, siendo LDPE (52,4%) el más abundante.

### Palabras clave

Microplástico, emergente, EDAR, efluente, polímero.

### PRESENCE, TYPES AND EVOLUTION OF MICROPLASTICS IN WASTEWATER AND WWTP

*Wastewater treatment plants (WWTP) act as sinks and at the same time sources of microplastics, due to their incomplete retention during treatment. This paper reports the presence, typology, retention and release of microplastics from a plant with active sludge located in Cartagena (Murcia, Spain). 352,6 L of wastewater taken in four stages of the process were processed in morning and afternoon sampling. The extraction of microplastics was by density (NaCl 120 g/L) before filtration (0.45  $\mu\text{m}$ ); identification with trinocular microscope with digital camera and registration of size, shape and color for each microparticle in its longest dimension, analyzing functional groups and molecular composition with Fourier transform infrared spectroscopy (FITR). The study shows a statistically significant retention of microplastics (90.3%) in effluent, with fibers and fragments being the most prevalent forms, the interval 600 and 800  $\mu\text{m}$  being the most frequent (26.4%). 17 types of polymers were identified, LDPE (52.4%) being the most abundant.*

### Keywords

Microplastic, emergent, WWTP, effluent, polymers.

### Joaquín López-Castellanos

doctor por la Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT), biólogo y técnico de Investigación en el Centro Tecnológico de la Energía y el Medio Ambiente (Cetenma)

### Javier Bayo Bernal

doctor del Departamento de Ingeniería Química y Ambiental del Área de Tecnologías del Medio Ambiente en la Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos y de Ingeniería de Minas de la Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT)

### Sonia Olmos Espinar

grado en Ingeniería Civil, doctorando de la Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT)

### Fulgencio Díaz Madrid

químico, Dirección de Explotación de Hidrogea, Gestión Integral de Aguas de Murcia, S.A.



## 1. INTRODUCCIÓN

La presencia de plásticos en el medio ambiente, cuya producción en masa se inició en los años 40, despierta un gran interés público y científico. Hasta hace poco la fuente del problema se centraba en la basura de los grandes plásticos. Desde los inicios de este siglo, los fragmentos de plástico, fibras y gránulos, conocidos como microplásticos, son considerados como un nuevo tipo de contaminante por sí mismo (Ryan *et al.*, 2009).

Los microplásticos, piezas de menos de 5 mm, pueden dividirse en grupos según su procedencia: los secundarios, originados en la fragmentación de plásticos grandes en partículas más pequeñas en el medio ambiente debido a mecanismos físicos, químicos y biológicos, siendo la meteorización química y mecánica las más importantes (Derriak, J., 2002); y los primarios, fabricados de ese tamaño (< 5 mm), como los incluidos de los productos de higiene personal (Barnes *et al.*, 2009) o los gránulos fabricados para la producción de materias primas plásticas (Eerkes-Medrano *et al.*, 2015).

La producción mundial de plásticos en 2017 fue de 348 millones de toneladas, un 3,73% más que en 2016, atribuida a polipropileno (PP) 19,3%, polietileno de baja densidad (PE-LH) 17,5%, polietileno de alta densidad (PE-HD) 12,3%, cloruro de polivinilo (PVC) 10,2%, poliuretano (PUR) 7,7%, tereftalato de polietileno (PET) 7,4% y poliestireno (PS) 6,6%, con aproximadamente un 18,5% de ellos producidos en Europa, donde el 70% de la demanda se concentra en 6 países: Alemania (24,6%), Italia (14,0%), Francia (9,6%), España (7,7%), Reino Unido (7,3%) y Polonia (6,5%) (PlasticsEurope, 2018).

Dicho aumento en la producción viene propiciado por la gran de-

manda de plástico de los principales sectores del mercado, como son la industria del empaquetado (39,7%), construcción (19,8%), automóvil (10,1%), energía eléctrica y electrónica (6,2%), hogar, ocio y deportes (4,1) y agricultura (3,4%) (PlasticsEurope, 2018).

Es por toda esta producción y consumo que los microplásticos, tanto de origen primario como secundario, son un contaminante antropogénico emergente, actualmente reconocidos como uno de los más importantes y en continuo crecimiento, que generan una gran cantidad de impactos ambientales (Gregory, 2009) una vez que estos se liberean al medio ambiente, especialmente cuando alcanzan aguas continentales u oceánicas. Por ejemplo, su ingesta por distintos seres vivos (Gall *et al.*, 2015) puede hacer que lleguen al ser humano. Hoy en día se cree que más de 250 especies, incluyendo peces, aves marinas, tortugas y mamíferos marinos, se ven afectadas por la ingestión de plásticos microscópicos (Ugolini *et al.*, 2013).

Hasta la fecha, pocos trabajos realizados, todos ellos recientes, han identificado o cuantificado microplásticos en aguas residuales y en las estaciones de tratamiento (EDAR), aún a sabiendas de que estas plantas, junto con el proceso de escorrentía urbana, suponen una de las vías más importantes de llegada de microplásticos al medio ambiente (Eerkes-Medrano *et al.*, 2015), no solo a través del agua depurada, sino también mediante el uso de los fangos (Bayo *et al.*, 2016).

Así, Talvitie *et al.* (2015) detectaron, tanto en el efluente terciario de una EDAR de Finlandia como en el agua de mar del Golfo de Finlandia, tipos similares de microplásticos que en su mayoría eran fibras y particu-

las sintéticas. Un estudio reciente de Murphy *et al.* (2016) realizado en una planta de Escocia, sugiere que unos 65 millones de microplásticos al día podrían llegar al medio acuático con las aguas depuradas, a pesar de una tasa de retención del 98% ejercida en la propia depuradora. Carr *et al.* (2016) encontraron que los procesos terciarios eran efectivos en la eliminación de microplásticos del efluente final, con una descarga media de un microplástico por cada 1.400 litros de agua tratada.

Dada la importancia que supone la mitigación de estos contaminantes, este artículo informa sobre el estudio de la presencia de microplásticos en aguas residuales urbanas, así como su eliminación y liberación al medio ambiente de una planta de tratamiento de aguas residuales.

Así mismo, la falta de métodos estandarizados de muestreo y análisis ha complicado la comparación entre los resultados de unos pocos estudios, lo que hace necesario el desarrollo de una técnica de muestreo y extracción, tareas que los autores llevan a cabo junto al desarrollo del trabajo de campo e investigación.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1. TOMA DE MUESTRAS

Los muestreos se realizaron quince veces durante el año 2017 y el primer trimestre de 2018, en una EDAR municipal (Cabezo Beaza) situada en Cartagena, que recibe aguas residuales tanto de actividades urbanas como industriales. Consiste en un proceso convencional de fangos activos con tratamiento primario, sirviendo a unos 210.000 habitantes equivalentes, con un caudal de 35.000 m<sup>3</sup>/día (Bayo y López-Castellanos, 2016; Bayo *et al.*, 2016).

Se tomaron 352,60 L de aguas residuales en cuatro etapas de proceso de la línea de agua: influente tras desbaste (17,0%), salida decantador primario (16,8%), reactores biológicos (28,9%) y efluente final (37,2%). Los volúmenes oscilaron entre 0,5 y 13 L, adquiridos por la mañana (53,3%) y por la tarde (46,7%), para observar cualquier variación diurna en la concentración de microplásticos.

Todas las muestras se recogieron en recipientes de vidrio para evitar una contaminación adicional y se mantuvieron refrigeradas a 4 °C a su llegada al laboratorio.

## 2.2. PROCESADO DE MUESTRAS

Para la extracción de las micropartículas se empleó el método de separación por densidad (excepto para el efluente) con solución saturada de cloruro de sodio ClNa 120 g/L y una densidad final 1,08 gr/mL (Browne *et al.*, 2011; Claessens *et al.*, 2013; Thompson *et al.*, 2004; Vianello *et al.*, 2013). La muestra (1:3 salina-muestra) se mezcló en equipo *jar-test* durante 20 minutos (300 rpm), resultando un sobrenadante con partículas flotantes y menor acumulación de biomasa (Van Cauwenbergh *et al.*, 2015).

Tras 45 minutos de asentamiento se filtró a través de un papel de filtro (Prat Dumas, diámetro 110 mm y 0,45 µm paso), que posteriormente se lleva a placa Petri de 120 mm junto a 15 mL de agua bidestilada. Para favorecer la extracción de los posibles microplásticos, la placa se coloca en agitador orbital a 240 rpm durante 30 minutos. Tras un enjuague final del filtro con otros 10 mL de agua bidestilada, este se retira llevando la placa a sequedad (100 °C) durante 24 horas en estufa de aire forzado FD23 (Binder GmbH, Tuttingen, Alemania).

## 2.3. PREVENCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN

Dado que el plástico es utilizado en una amplia gama de sectores y productos, se consideraron una serie de medidas para prevenir contaminación adicional de modo que los analistas solo usan ropa de tela natural, batas de algodón y guantes nitrilo en todos los procesos de extracción (Murphy *et al.*, 2016). El uso de utensilios de laboratorio de plástico se limitó al máximo, sin poder evitarlo por completo, y limpieza con alcohol etílico del material de laboratorio empleado, así como las placas Petri utilizadas (Rocha-Santos y Duarte, 2015).

» Las EDAR, junto con el proceso de escorrentía urbana, suponen una de las vías más importantes de llegada de microplásticos al medio ambiente

A pesar de las medidas tomadas, y puesto que se conocen otras fuentes de contaminación difíciles de evitar, se realizó blanco para descartar la influencia de la contaminación en los datos (Imhoff *et al.*, 2012; Magnusson *et al.*, 2014). Solo se detectaron fibras de nailon y celulosa corrigiéndose en las muestras correspondientes.

## 2.4. ANÁLISIS DE MICROPARTÍCULAS Y MICROPLÁSTICOS

La detección y estudio morfométrico de las micropartículas extraídas en el laboratorio se llevó a cabo con un estereomicroscopio trinocular Olympus SZ-61TR (Olympus Co., Tokio, Japón), que proporciona una calidad

de imagen superior con un ángulo de convergencia de 10° a una distancia de trabajo de 110 mm, rango de aplicación de 6,7x a 45x e iluminación led, al que se acopló una cámara digital Leica MC190HD de alta resolución con software para medida y procesado de imágenes Leica Application Suite (LAS) 4.8.0 (Microsystems Ltd., Heerbrugg, Suiza), que permite el estudio del tamaño, medida de sus ejes, forma y color del microplástico extraído, y la conservación del conjunto de imágenes obtenidas en una base de datos para su posterior valoración conjunta.

A continuación, de cada una de las MP fotografiadas y aisladas se adquirieron espectros infrarrojos mediante espectroscopio de infrarrojo con transformada de Fourier Thermo Nicolet 5700 (FITR) (Thermo Nicolet Analytical Instruments, Madison, US), con resolución de 16 cm<sup>-1</sup> e intervalo de 400 a 4000 cm<sup>-1</sup> de longitud de onda, para conocer su composición por medio de la comparación de los espectros obtenidos con bibliotecas de referencia gestionados por el paquete de software OMNIC sin manipulaciones adicionales, donde los máximos se determinaron manualmente después del examen de los valores de absorbancia.

## 2.5. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE DATOS

El tratamiento estadístico de los datos se llevó a cabo con el software estadístico SPSS (Paquete Estadístico Ciencias Sociales) 24.0. El cociente de correlación de Pearson (r) se calculó entre diferentes parámetros para determinar en qué medida los valores de ambos parámetros se correlacionaron linealmente. Además, el rendimiento de ajuste del análisis de varianza (ANOVA) y el modelo lineal general para mediciones repetidas



con prueba de medias marginales estimadas se calcularon mediante el valor F de Snedecor.

### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se identificaron visualmente un total de 1.163 micropartículas de tamaño <5 mm, la mayoría de ellas componentes de jabón, incluidas las micropartículas de estearato cálcico, glicerina, ácido esteárico, lubricantes y mediadores de lípidos, que reducen la irritación de los detergentes acuosos; dióxido de silicio y silicatos; celulosa; fragmentos de aglomerado y pieles de animales, además de las partículas que resultaron ser microplásticas (46,6%).

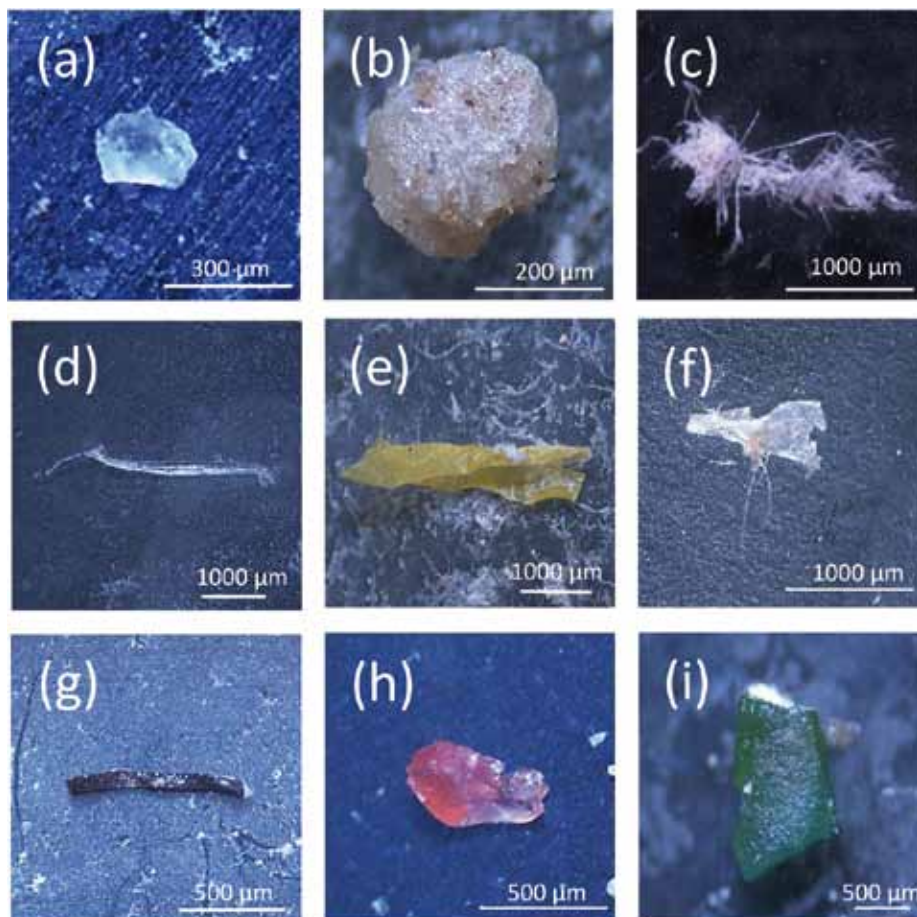
Este dato confirma la importancia que tiene el uso de una técnica que defina la composición polimérica de la micropartícula, como es el FTIR, evitando así la sobre estimación, que puede llegar al 70% de los resultados obtenidos si solo se emplea la estereomicroscopía (Hidalgo *et al.*, 2012; Rocha-Santos y Duarte, 2015; Mintenig, 2017; Ziajahromi *et al.*, 2017). La contaminación de las micropartículas con biopelículas y el tamaño extremadamente pequeños de algunas hizo que diferentes piezas no fueran reconocidas (Talvitie *et al.*, 2017).

El estereomicroscopio permite realizar una clasificación más ex-

haustiva según el tamaño de los microplásticos, siendo las partículas más recurrentes (85,4%) aquellas que presentaban un tamaño entre 1 mm y 1  $\mu$ m (minimicroplásticos). La **Figura 1** muestra imágenes de partículas microplásticas y no plásticas, para probar su similitud y la dificultad para diferenciarlas sin técnica espectroscópica adicional a la identificación visual.

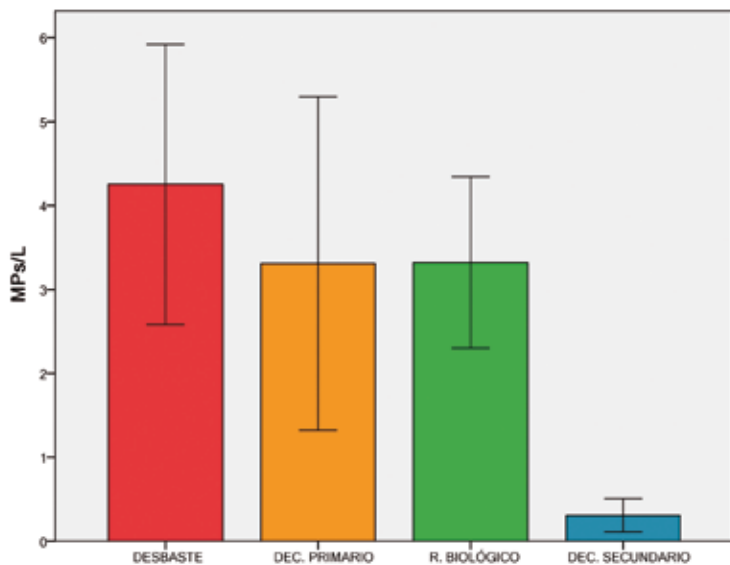
Se identificaron un total 542 partículas microplásticas en todas las muestras examinadas mediante FTIR. Por su forma, las cinco formas detectadas fueron: fragmentos (46,8%), películas (33,9%), microesferas (11,6%), fibras (7,3%) y espu-

**FIGURA 1.** Micropartículas (a-c) y microplásticos (d-i) en diferentes etapas de la EDAR identificadas por FTIR: (a) óxido de titanio (salida decantación primaria); (b) jabón (tras desbaste); (c) celulosa (efluente); (d) tereftalato de polietileno (PET) (biológicos); (e) polietileno de baja densidad (LDPE) (tras desbaste); (f) acrilato (ACRYL) (tras desbaste); (g) seda (tras desbaste); (h) polipropileno (PP) (biológicos); (i) polietileno (PE) (efluente).





**FIGURA 2.** Concentraciones promedio de microplásticos (MPs) en las etapas y puntos de muestreo (MP/L) (las barras representan el error estándar).



ma (0,3%). Además de la distinción por tonalidades, la mayoría de las fibras observadas eran transparentes y las esferas opacas. Los colores más abundantes de microplásticos fueron el beis (36,9%) y el blanco (23,6%). Las fibras identificadas fueron en su mayoría en un color azul (27,5%).

La concentración promedio de microplásticos muestra una evolución estadísticamente significativa entre la entrada (tras desbaste, 3,20 + 0,67 MP/l) y la salida (efluente, 0,31 + 0,06 MP/l) de la EDAR (**Figura 2**), que representa una retención estadísticamente significativa del 90,3% (t-Student = 4,411,  $p < 0,01$ ), de igual modo que para el conjunto de micropartículas (90,1%; t-Student = 4,135,  $p < 0,01$ ). La mayor reducción dentro de la EDAR (85,4%) fue entre los biológicos y el efluente (t-Student = 4,947,  $p < 0,01$ ) aunque, a diferencia del conjunto de micropartículas, no fue entre la decantación primaria y los biológicos (t-Student = 0,395,  $p < 0,700$ ), que puede indicar una clara influencia del proceso biológico en la retención

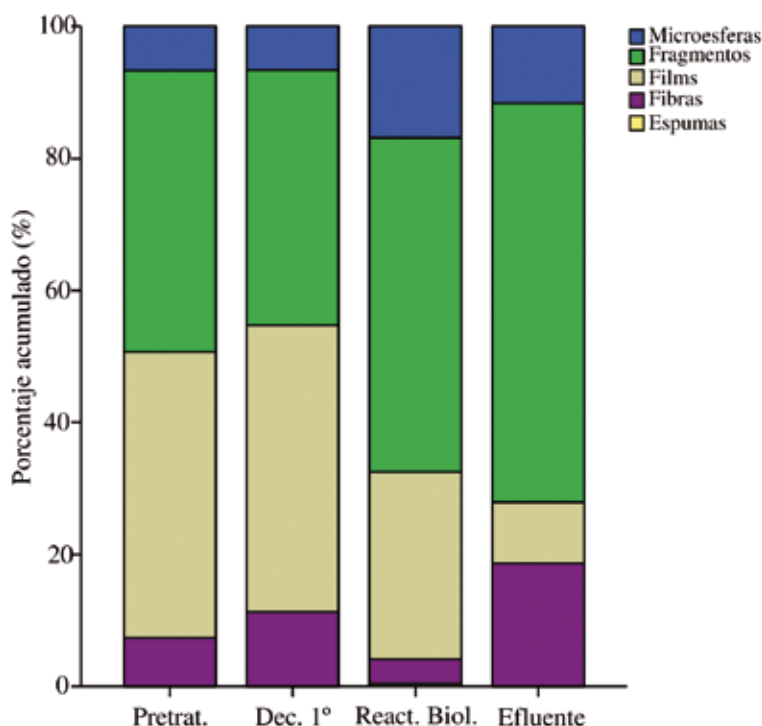
de microplásticos. Todos los puntos de muestreo contenían una fracción más alta de partículas no plásticas que microplásticas.

A pesar de la importante tasa de remoción de la planta, con un factor

de emisión de aproximadamente el 9,7%, más alto que la tasa promedio de retención de las EDAR en Europa (Hann *et al.*, 2018), una considerable cantidad de microplásticos podrían liberarse con el efluente final, similar a las reportadas por Ziajarhomiet *al.* (2017). La reducción en las concentraciones de microplásticos fue menor que la reportada por Mintenig *et al.* (2017) en un estudio con 12 EDAR en Alemania, la mayoría con tratamiento terciario, procesos de maduración o estanques filtración final. Por ello los autores trabajan actualmente en EDAR con terciarios y MBR.

De la evolución de las formas de microplásticos a través de la EDAR, las películas disminuyeron del influente tras el desbaste (43,3%) al efluente (9,3%), a la inversa que las formas de fragmentos que aumentaron durante el tratamiento (60,4% en efluente) (**Figura 3**). Resultados similares fueron reportados

**FIGURA 3.** Categorías de formas en la EDAR en porcentaje acumulado basado en la concentración de microplásticos.





por Talvitie *et al.* (2017) para el total de micropartículas en una EDAR. En cualquier caso la concentración de diferentes formas disminuyó siempre desde la entrada tras el desbaste al efluente, siendo fibras (66,6%) y microesferas (77,1%) las menos retenidas.

En cuanto al tamaño, su promedio disminuyó desde el influente tras el desbaste (3,9 + 0,14 mm) a salida primarios (3,6 + 0,16 mm) y biológicos (3,5 + 0,09 mm), indicando que los tratamientos principales eliminaron a los microplásticos en su fracción de mayor tamaño. Sin embargo, estas fracciones mostraron un aumento estadísticamente significativo en el efluente final (4,2 + 0,31 mm), probablemente debido al aumento en la concentración de las fibras. En todo caso, el 82,9% de los microplásticos recuperados en todas las etapas fueron menores de 1 mm, valor superior al reportado por Lares *et al.* (2018). Un promedio de 57,4% de los microplásticos fue inferior a 600  $\mu\text{m}$  y, en todas las muestras, la mayoría de las partículas tenían un tamaño entre 400 y 600  $\mu\text{m}$  (35,2%). Similar a lo descrito por Lares *et al.* (2018), el tamaño principal de los microplásticos en el efluente final fue de 600 y 800  $\mu\text{m}$  (26,4%).

Se identificaron un total de 17 familias de polímeros en las diferentes etapas de la planta (**Figura 4**), siendo la gran mayoría de los microplásticos aislados polietileno de baja densidad (LDPE, 52,4%), siendo el 57,1% para las microesferas y 27,6% en forma de película. Le siguen, por orden decreciente, polietileno de alta densidad (HDPE), polímeros de acrilato (ACRYL) y copolímeros, polipropileno (PP), polietileno-polipropileno (PE), poliestireno (PS), biopolímero (BPL), nailon (NYL), po-

liuretano (PUR), polietilato de etileno (PET), metacrilato (MCR), teflón (PTFE), melanina (MMF), poliéster (PES), polivinilo (PVI), poliisobutileno (PIB) y caucho (RBB). Estos resultados coinciden con la demanda de transformadores de plástico por tipo de resina (PlasticEurope, 2017; Mintenig *et al.*, 2017).

#### 4. CONCLUSIONES

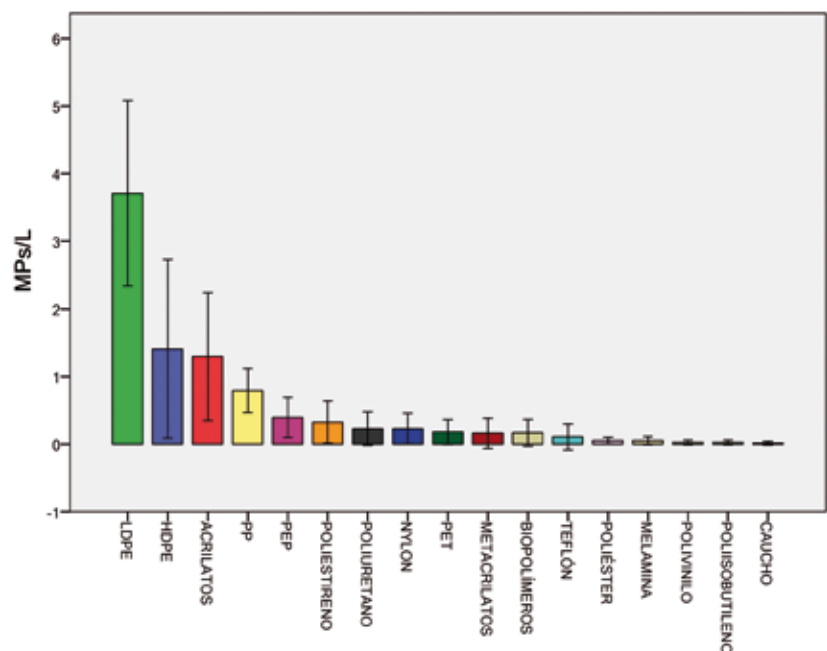
El presente estudio mostró una eliminación estadísticamente significativa de micropartículas (90,1%) y microplásticos (90,3%) en el efluente de una planta de tratamiento de aguas residuales urbanas ubicada en Cartagena, sureste de España. Dado que los microplásticos suponen un valor cercano al 47% del total de micropartículas detectadas, indica la necesidad de una técnica de diferenciación específica para partículas microplásticas; es decir, espectroscopia de FTIR o Raman.

Los resultados son coherentes con el papel de un decantador pri-

mario, de cara a retener materiales orgánicos e inorgánicos, incluyendo arenas, partículas sólidos en suspensión y flóculos químicos entre otros (Murphy *et al.*, 2016) y de un reactor biológico en la eliminación de los microplásticos, ya sea que se degraden por los propios procesos biológicos o se transfieran al lodo secundario, lo que explicaría la elevada proporción entre micropartículas y microplásticos en el efluente, en comparación con los procesos anteriores.

Según lo informado por Mahon *et al.* (2017), la gran mayoría de los microplásticos se ven atrapados en los fangos de las plantas de tratamiento de aguas residuales, por lo que estos pueden llegar al suelo, agua y entornos marinos, al ser usados como fertilizantes agrícolas después de la digestión anaerobia. Sin embargo, la evaluación del papel de las plantas de aguas residuales en la carga total de microplásticos y microfibras para el medio ambiente necesita investigaciones adicionales.

**FIGURA 4.** Tipos y concentración (MP/L) de polímeros plásticos identificados en las micropartículas a lo largo de los procesos de la planta (las barras representan el error estándar).



Las fibras y fragmentos fueron las formas más presentes en el efluente final, siendo el intervalo entre 600 y 800  $\mu\text{m}$  el tamaño más frecuente (26,4%). Se identificaron 17 tipos diferentes de polímeros en los microplásticos, la mayoría identificados como LDPE (52,4%). La proximidad de la EDAR a cultivos agrícolas bajo invernadero, en su mayoría de LDPE degradado ambiental (Serrano *et al.*, 2004) al ser la película más económica, y el comercio masivo de bolsas y envases de plástico de un solo uso, cuya distribución gratuita ya ha sido prohibida en España, podrían ser razones suficientes para estos resultados.

Estudios futuros podrían considerar las ampliamente las consecuencias de las nuevas legislaciones en Europa que actualmente empiezan a plantearse y por su importancia en la reducción de microplásticos en general y en aguas residuales en particular.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el trabajo y la colaboración de personal de la EDAR en la recogida de las muestras de fangos, a los técnicos del SAIT de la UPCT y de Cetenma en las determinaciones analíticas, así como a Hidrogea por el apoyo y colaboración al proyecto.

### Bibliografía

- [1] APHA (2012). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association & Water Environment Federation, 22nd ed., in: E.W. Rice, R.D. Baird, A.D. Eaton, L.S. Clesceri (Edts.). Washington D.C.
- [2] Barnes, D.K.A.; Galgani, F.; Thompson, R.C.; Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, núm. 364, págs. 1.985-1.998.
- [3] Bayo, J.; López-Castellanos, J. (2016). Principal factor and hierarchical cluster analyses for the performance assessment of an urban wastewater treatment plant in the Southeast of Spain. *Chemosphere*, núm. 155, págs. 152-162.
- [4] Bayo, J.; López Castellanos, J.; Puerta, J. (2016). Operational and environmental conditions for efficient biological nutrient removal in an urban wastewater treatment plant. *Clean-Soil, Air, Water*, núm. 44 (9), págs. 1.123-1.130.
- [5] Bayo, J.; Olmos, S.; López-Castellanos, J.; Alcolea, A. (2016). Microplastics and microfibers in the sludge of a municipal wastewater treatment plant. *International Journal Sustainable Develop. Planning*, núm. 11(5), págs. 812-821.
- [6] Browne, M.A.; Crump, P.; Niven, S.J.; Teuten, E.; Tonkin, A.; Galloway, T.; Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environ. Sci. Technol.*, núm. 45 (21), págs. 9.175-9.179.
- [7] Carr, S.A.; Liu, J.; Tesoro, A.G. (2016). Transport and fate of microplastics particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, núm. 91, págs. 174-182.
- [8] Claessens, M.; Van-Cauwenbergh, L.; Vandegheuchte, M.; Janssen C. (2013). New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin*, núm. 70, págs. 227-233.
- [9] Derriak, J. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, núm. 44, págs. 842-852.
- [10] 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*, núm. 75, págs. 73-82.
- [11] Gall, S.C.; Thompson, R.C. (2015). The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin*, núm. 92, págs. 170-179.
- [12] Gregory, M.R. (2009). Environmental implications of plastic debris in marine settings-entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, núm. 364, págs. 2.013-2.025.
- [13] Hann, S.; Sherrington, C.; Jamieson, O.; Hickman, M.; Kershaw, P.; Bapasola, A.; Cole, G. (2018). Investigating options for reducing releases in the aquatic environment of microplastics emitted by (but not intentionally added in) products. *Final Report*. Feb 23, 335 págs.
- [14] 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. *Environ. Science Technology*, núm. 46, págs. 3.060-3.075.
- [15] Imhof, H.; Jschmid, J.; Niessner, R.; Ivleva, N.P.; Laforsch, C. (2012). A novel, highly efficient method for the quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *Limnology and Oceanography: Methods*, núm. 10, págs. 524-537.
- [16] Hummel, D.O. (2002). *Atlas of Plastics Additives: Analysis by Spectrometric Methods*, Springer, Berlin/Heidelberg, 537 págs.
- [17] Lares, M.; Ncibi, M.C.; Sillanpää, M. (2018). Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR tech. *Water Res.*, núm. 133, págs. 236-246.
- [18] Magnusson, K.; Norén, F. (2014). Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant. IVL Swedish Environmental Research Institute.
- [19] Mahon, A.M.; O'Connell, B.; Healy, M.G.; O'Connor, I.; Officer, R.; Nash, R.; Morrison, L. (2017). Microplastics in sewage sludge: effects of treatment. *Environ. Science. Technology*, núm. 51(2), págs. 810-818.
- [20] Mintenig, S.M.; Int-Veen, I.; Löder, M.G.; Primpke, S.; Gerds, G. (2017). Identification of microplastic in effluents of WWTP using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Res.*, núm.108, págs. 365-372.
- [21] 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*, núm. 50(11), págs. 5.800-5.808.
- [22] Plastics Europe (2017). Analysis of plastics production, demand and recovery in Europe. Association of Plastic Manufacturers, Brussels.
- [23] Plastics Europe (2018). *Plastics - the Facts 2018. An analysis of European plastics production, demand and waste data.* [www.plasticseurope.org/download\\_file/view/477/179](http://www.plasticseurope.org/download_file/view/477/179). Febrero 2019.
- [24] Rocha-Santos, T.; Duarte, A.C. (2015). A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, núm. 65, págs. 47-53.
- [25] Roex, E.; Vethaak, D.; Leslie, H.; Kreuk, M.D. (2013). Potential risk of microplastics in the fresh water environment. Technical report. Stowa, Amersfoort.
- [26] Ruiz Álvarez, V.; Belmonte-Serrato, F.; García-Marín, R. (2017). Analysis of precipitation trends in the Region of Murcia (Southeast Spain) over the period 1956-2015. 6th International Conference on Meteorology and Climatology of the Mediterranean, págs. 20-22.
- [27] Ryan, P.G.; Moore, C.J.; van Franeker, J.A.; Moloney, C.L. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, núm. 364, págs. 1.999-2.012.
- [28] Serrano, D.P.; Aguado, J.; Escola, J.M.; Garagorri, E.; Rodríguez, J.M.; Morselli, L.; Palazzi, G.; Orsi, R. (2004). Feedstock recycling of agriculture plastic film wastes by catalytic cracking. *Appl. Catal.*, núm. 49(4), págs. 257-265.
- [29] Talvitie, J.; Heinonen, M.; Pääkkönen, J.P.; Vahtera, E.; Mikola, A.; Setälä, O.; Vahala, R. (2015). Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. *Water and Science Technol.* núm. 72(9), págs. 1.495-1.504.
- [30] Talvitie, J.; Mikola, A.; Setälä, O.; Heinonen, M.; Koistinen, A. (2017). How well is microlitter purified from wastewater?—A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Res.* núm. 109, págs. 164-172.
- [31] Thompson, R.; Olsen, Y.; Mitchell, R.; Davis, A.; Rowland, S.; John, A.; McGonigle, D.; Russell, A. (2004). Lost at sea: Where is all the plastic? *Science*, núm. 304, págs. 838.
- [32] Ugolini, A.; Ungherese, G.; Ciofini, M.; Lapuccio, A. (2013). Microplastic debris in sandhoppers. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, núm. 129, págs. 19-22.
- [33] Van Cauwenbergh, L.; Devriese, L.; Galgani, F.; Robbens, J.; Janssen, C.R. (2015). Microplastics in sediments: a review of techniques, occurrence and effects. *Mar. Environ. Res.*, núm. 111, págs. 5-17.
- [34] Vianello, A.; Boldrin, A.; Guerriero, P.; Moschino, V.; Rella, R.; Sturaro, A.; Da Ros, L. (2013). Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, núm. 130, págs. 54-61.
- [35] Ziajahromi, S.; Neale, P.A.; Rintoul, L.; Leusch, F.D. (2017). Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Water Res.*, núm. 112, págs. 93-99.