

# Microplásticos en SUDS maduros: evaluación del almacenamiento en suelo y su vínculo con plásticos de mayor tamaño

## *Microplastics in mature SUDS: evaluation of soil storage and its link to larger plastics*

Darío Calzadilla-Cabrera <sup>a1\*</sup>, Carmen Hernández-Crespo <sup>a2</sup>, Miguel Martín <sup>a3</sup>,  
Ignacio Andrés-Doménech <sup>a4</sup>

<sup>a</sup>Instituto Universitario de Investigación en Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA), Universitat Politècnica de València (UPV), Camino de Vera SN, 46022 Valencia, España.

E-mail: <sup>a1</sup>dcalcab@posgrado.upv.es, <sup>a2</sup>carhercr@upvnet.upv.es, <sup>a3</sup>mmartin@hma.upv.es, <sup>a4</sup>igando@hma.upv.es

\*Autor para correspondencia

Recibido: 31/10/2024

Aceptado: 15/01/2025

Publicado: 31/01/2025

**Citar como:** Calzadilla-Cabrera, D., Hernández-Crespo, C., Martín, M., Andrés-Doménech, I. 2025. Microplastics in mature SUDS: evaluation of soil storage and its link to larger plastics. *Ingeniería del agua*, 29(1), 44-56. <https://doi.org/10.4995/ia.2025.22730>

## RESUMEN

El presente trabajo analiza la acumulación de microplásticos (MPs) en Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS) maduros en Xàtiva, Valencia, con el objetivo de evaluar su capacidad de retención en el suelo y su relación con plásticos de mayor tamaño (MAPs). Se realizaron muestreos en tres secciones de dos cunetas vegetadas, donde se identificaron un total de 3500 MPs y 1200 MAPs, evidenciando una concentración media de 150 MPs por kg de suelo. Se observaron variaciones en la concentración de MPs entre los puntos de muestreo, indicando un rango de 120 a 185 MPs por kg. Esta variabilidad se relaciona con la presencia de MAPs, sugiriendo que los SUDS son efectivos en la retención de plásticos de diferentes tamaños. Las conclusiones indican que los SUDS son efectivos en la acumulación de MPs y MAPs, subrayando la relevancia de esta retención para la gestión de la contaminación plástica en entornos urbanos.

**Palabras clave** | escorrentía urbana; soluciones basadas en la naturaleza; infraestructura verde; cuneta vegetada; microplásticos; macroplásticos.

## ABSTRACT

*Urban runoff is recognized as a significant source of microplastic (MP) pollution, posing serious environmental threats. This study analyzes the presence of MPs and macroplastics (MAPs) in two vegetated swales in Xàtiva, Spain, constructed over a decade ago. Sampling was conducted in three sections of each swale to evaluate MP retention in the soil. A total of 3500 MPs and 1200 MAPs were identified, with an average concentration of 150 MPs per kg of soil, demonstrating variability among sampling points. The results indicate that the presence of MPs correlates with the quantity of MAPs, suggesting that Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS) can effectively retain plastics of varying sizes. The conclusions indicate that SUDS are effective in the accumulation of MPs and MAPs, underscoring the relevance of this retention for managing plastic pollution in urban environments.*

**Key words** | urban runoff; nature-based solutions; green infrastructure; vegetated swale; microplastics; macroplastics.

## INTRODUCCIÓN

La contaminación por plásticos, especialmente los microplásticos (MPs), que son partículas plásticas de menos de 5 mm, es uno de los problemas ambientales más desafiantes que enfrentan los gestores de aguas pluviales en entornos urbanos (Österlund *et al.*, 2023). Estas partículas pueden originarse directamente en productos cosméticos y pastas de dientes, o generarse por la degradación de plásticos de mayor tamaño, como el desgaste de neumáticos, el lavado de ropa sintética o la fragmentación de residuos plásticos (Sheavly y Register, 2007; Boucher y Friot, 2017). La contaminación por MPs es una preocupación ambiental global, ya que daña los ecosistemas y reduce los servicios que estos proporcionan a la sociedad (SAPEA, 2019). Algunos estudios han demostrado que la presencia de MPs en los organismos puede provocar una reducción en el crecimiento y la fotosíntesis, dificultar la capacidad reproductiva, dañar el sistema intestinal e incluso causar la muerte (Lu *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2019; Yang *et al.*, 2020). Por lo tanto, es esencial investigar soluciones para evitar su vertido al medio ambiente y fomentar su degradación, puesto que se reporta que anualmente ingresan a los océanos entre 4.8 y 12.7 millones de toneladas de contaminantes plásticos (Brandon *et al.*, 2019) y que cerca del 80% de estas cargas que reciben los entornos marinos son generadas por fuentes terrestres (Lechner y Ramler, 2015).

Los actuales modelos urbanísticos, caracterizados por una alta proporción de superficies impermeables, generan grandes volúmenes de escorrentía superficial durante las lluvias, que están mayormente conectados a sistemas de drenaje y saneamiento unitarios. Durante lluvias intensas, estos sistemas tienden a descargar mezclas de aguas residuales y pluviales en los medios receptores, causando problemas ambientales como anoxia, eutrofización y acumulación de residuos urbanos (Qin, 2020). Hoy en día, la mayoría de la población global reside en ciudades; en Europa, el 74% de las personas vive en áreas urbanas, y se espera que esta cifra aumente al 80% para el año 2050 (AEMA, 2019). Las ciudades y sus áreas circundantes ejercen una presión significativa sobre el medio ambiente debido a la urbanización, un factor clave en el cambio climático y la contaminación. Esto altera tanto los ecosistemas urbanos como aquellos en sus proximidades y más allá (Grimm *et al.*, 2008).

Las aguas de escorrentía urbana se han identificado como un contribuyente significativo a la contaminación por MPs de los medios acuáticos (Werbowski *et al.*, 2021). Treilles *et al.* (2021) realizaron un estudio en París sobre la abundancia y los flujos de desechos plásticos en escorrentía urbana, encontrando que más de la mitad de la masa recolectada de residuos urbanos consistía en plásticos. Los desechos plásticos identificados incluían principalmente bolsas o películas de plástico, paquetes de aperitivos o dulces, colillas de cigarrillos, fragmentos de plástico de origen desconocido, bolsas de basura o cuerdas de bolsas de basura, envoltorios de aluminio, aplicadores de tampones, vasos de plástico y artículos médicos como vendajes adhesivos. Con base en estos hallazgos, se estimó que entre 8 y 33 toneladas de plástico podrían estar ingresando anualmente a los ecosistemas acuáticos a través de las aguas urbanas de tormenta no tratadas. Otros residuos plásticos que generalmente son transportados por las escorrentías urbanas son: las partículas de neumáticos desgastados, las pinturas de señalización vial y los escombros de construcción y demolición. Frente a estos desafíos, se promueven nuevos enfoques como los Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS), que ofrecen infraestructuras multifuncionales y multivalor capaces de gestionar riesgos asociados a las escorrentías urbanas, mejorar la calidad del agua, mitigar la isla de calor urbana y fomentar la biodiversidad y habitabilidad urbana (Raymond *et al.* 2017).

Los SUDS desempeñan un papel clave en la mitigación de la contaminación por MPs, al ofrecer soluciones que no solo gestionan de manera eficiente la escorrentía urbana, sino que también mejoran la calidad del agua de la misma. Estas infraestructuras verdes, inspiradas en soluciones basadas en la naturaleza, tienen como objetivo imitar y restaurar los procesos hidrológicos previos al desarrollo urbano, como la infiltración, la filtración y la evapotranspiración, integrando dispositivos de gestión de escorrentía en el paisaje urbano (Andrés-Doménech *et al.*, 2021). Ejemplos de estas infraestructuras incluyen cunetas vegetadas, jardines de lluvia y pavimentos permeables, que interceptan, filtran y retienen contaminantes, incluidos los MPs, antes de que estos alcancen los cuerpos de agua receptores. A medida que los SUDS se implementan y se integran en el entorno, su rendimiento puede verse afectado por diversos factores, incluyendo el mantenimiento y las condiciones locales (Berwick, 2016). Este proceso de adaptación es lo que caracteriza a los llamados ‘SUDS maduros’, sistemas que han alcanzado un funcionamiento estable y eficiente, lo que les permite ofrecer mayores beneficios ecosistémicos (Veerkamp *et al.*, 2021). Sin embargo, a lo largo de su vida útil, se produce una acumulación de los contaminantes que han sido retenidos en el interior del sistema, lo que podría comprometer su rendimiento. Además, esta acumulación puede verse agravada por la falta de mantenimiento, lo que constituye un factor clave en el estudio de los SUDS maduros.

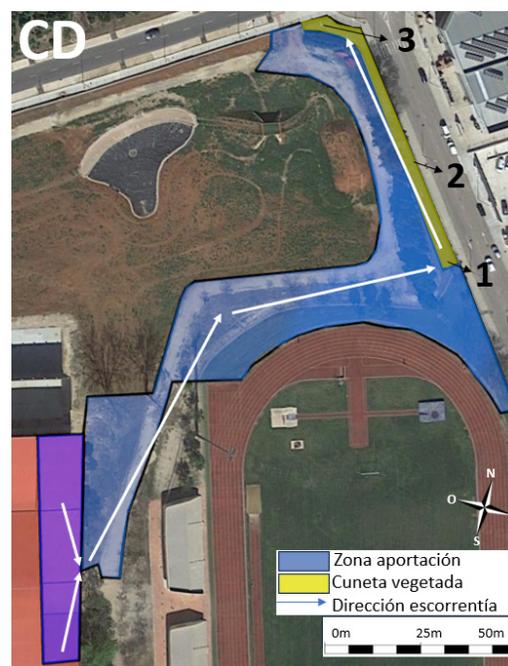
Hasta ahora, la mayor parte de la investigación científica sobre MPs en aguas se ha centrado en evaluar la eficiencia de las estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas (EDARs) en la eliminación de MPs y en rastrear el destino de los MPs a lo largo de las diversas etapas de las EDARs. Por otro lado, distintas tecnologías SUDS, sobre todo los sistemas basados en la sedimentación, como humedales y estanques, junto con los sistemas de filtración, como las celdas de biorretención y los jardines de lluvia, así como los pavimentos permeables, han demostrado ser efectivos en la retención de una cantidad considerable de MPs (Su *et al.*, 2019; Townsend *et al.*, 2019; Ziajahromi *et al.*, 2020; García-Haba *et al.*, 2023).

Esta investigación se propone evaluar el potencial de una tecnología SUDS específica, las cunetas vegetadas, para eliminar MPs de la escorrentía urbana. Las cunetas vegetadas son técnicas de drenaje sostenible cuyo potencial para retener MPs no ha sido evaluado hasta el momento. Además, el interés de estudiar el potencial y dinámica de los MPs en las cunetas vegetadas construidas en el municipio de Xàtiva, provincia de Valencia, reside en su madurez, habiendo sido construidos hace más de diez años y habiendo recibido un mantenimiento mínimo desde su construcción.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### Áreas de estudio

Xàtiva, ubicada en la costa mediterránea de España, presenta un clima mediterráneo, suave y semiárido, con fuertes contrastes estacionales. La precipitación media anual, que solía ser de 690 mm, ha descendido a 554.6 mm en los últimos diez años, concentrándose mayormente en el otoño, cuando se producen lluvias de gran intensidad (Agencia Estatal de Meteorología, AEMET). La investigación contempla dos cunetas vegetadas: la Ciudad del Deporte (CD), situada en un complejo deportivo, y la Ronda Norte (RN), ubicada junto a la carretera CV-645. La cuneta CD cuenta con un volumen de almacenamiento de 170 m<sup>3</sup> y gestiona la escorrentía de aproximadamente 11 100 m<sup>2</sup> del complejo deportivo, a través de una canalización de 1.1 m de ancho, 2 m de profundidad media y 75 m de largo, conectada a una balsa de infiltración de 50 m<sup>2</sup>. Por su parte, la cuneta RN, situada entre un desarrollo urbano y una carretera, recibe la escorrentía de un área de captación de 7000 m<sup>2</sup>, y cuenta con una zanja de 1.7 m de ancho, 1.8 m de profundidad media y dividida en dos secciones de 275 m y 95 m de longitud, con un volumen total de almacenamiento de 218 m<sup>3</sup>. En las Figuras 1 y 2 se pueden observar dichas localizaciones y las superficies que aportan escorrentía



**Figura 1** | Superficies generadoras de escorrentía que alimentan a la cuneta vegetada de la Ciudad del Deporte y los puntos de muestro en la cuneta, 1 (inicial), 2 (intermedio) y 3 (final).



**Figura 2** | Superficies generadoras de escorrentía que alimentan a la cuneta vegetada de la Ronda Norte y los puntos de muestreo en la cuneta, 1 (inicial), 2 (intermedio) y 3 (final).

hacia cada una de ellas. Dentro de cada cuneta se distinguió una zona inicial (punto 1), zona más elevada de la cuneta, una zona intermedia (punto 2), y una zona final (punto 3) junto a las arquetas de vertido y salida para ambos SUDS.

Estas cunetas fueron puestas en funcionamiento en septiembre de 2012, acumulando más de doce años de servicio. Como se muestra en la Figura 3, ambas están cubiertas por una densa cobertura de romero (*Rosmarinus officinalis*), una especie nativa y común en la región mediterránea. La madurez de estos SUDS vegetados adquiere especial relevancia debido al desarrollo y asentamiento de la vegetación, que no solo genera beneficios ecosistémicos como el aumento de la biodiversidad, la regulación del microclima, el control de la erosión y la producción de oxígeno (García-Haba et al., 2023), sino que también desempeña un papel clave en la filtración del agua a través de las cunetas, gracias tanto a las ramas exteriores como a las raíces, siendo estas últimas las que además favorecen la infiltración (Bartens et al., 2008).



**Figura 3** | Situación actual de las cunetas vegetadas objeto de estudio: cuneta Ronda Norte (izquierda) y cuneta Ciudad del Deporte (derecha).

Un aspecto destacado en la cuneta RN es el punto 2, ubicado en un muro discontinuo diseñado para permitir el paso de peatones y remansar el agua, disminuyendo así su velocidad. Este elemento no solo facilita el flujo del agua a través de los huecos, sino que también actúa como una barrera importante para la retención de plásticos, convirtiéndose en un punto clave para el estudio. En la cuneta CD, el punto 3 se localiza en la balsa de retención antes de llegar a la arqueta final. Esta área, al ofrecer una mayor superficie de acumulación, incrementa su capacidad para retener plásticos. Además, la vegetación presente en ambas cunetas actúa como un filtro natural, reteniendo plásticos de mayor tamaño. Sin embargo, gran parte de la contaminación detectada proviene de desechos que las personas depositan en las cunetas y en las áreas de aportación de escorrentía, lo que contribuye a la acumulación de plásticos en estas infraestructuras.

## Toma de muestras de suelo.

Se realizaron mediciones de MPs en muestras de suelo, así como un análisis de los plásticos de mayor tamaño presentes en las cunetas vegetadas. Estas actividades permitirán entender mejor el comportamiento y el origen de los plásticos en este tipo de SUDS.

En los resultados se distingue entre microplásticos (MPs), partículas menores a 5 mm; mesoplásticos (MEPs), de entre 5 y 25 mm; y macrolásticos (MAPs), todos los plásticos de mayor tamaño (>25 mm) encontrados en las distintas localizaciones (Figura 4), siguiendo la clasificación utilizada en estudios recientes (Mbachu *et al.*, 2022), donde también se investigaron plásticos de distintos tamaños en suelos asociados a infraestructuras de drenaje sostenible. Para el muestreo de MAPs, se seleccionó una superficie en cada punto de muestreo, donde se recolectaron los plásticos en bolsas para su posterior conteo y clasificación en el laboratorio, agrupándolos según las categorías de plásticos más comunes en la producción, como envases, botellas, latas, poliespán, entre otros. Por su parte, los MEPs se midieron a partir del suelo restante, tras separar una fracción para el análisis de MPs. Debido al tamaño de los MEPs, estos se pesaron y se estimaron visualmente (Blettler *et al.*, 2017).

Se realizaron dos campañas de muestreo: la primera, en febrero de 2023, incluyó el muestreo de MAPs, MEPs y MPs; mientras que, en la segunda, llevada a cabo en octubre del mismo año, solo se recolectaron los MAPs. En ambos casos, se realizaron dentro de las cunetas en los puntos de muestreo (puntos 1, 2 y 3) que se indica en las Figuras 1 y 2. En cada punto, se tomó un volumen de muestra de 900 mL de suelo superficial, aproximadamente a 1-2 cm de profundidad, que fue trasladado al laboratorio en tarros de cristal. Posteriormente, las muestras fueron homogeneizadas y, de cada una, se procesaron 6 g de suelo en peso húmedo en un vaso de vidrio.



**Figura 4** | Imágenes superiores: Macrolásticos existentes *in situ* y los muestreados en el laboratorio para analizar de cada punto de muestreo. Imágenes inferiores: Mesoplásticos recogidos en muestras de suelo de las cunetas aislados en un vaso para analizarlos (izquierda). Microplásticos bajo microscopio observados en las muestras de suelo, una partícula neumática (centro) y trozos de envoltorios (derecha).

## Procedimiento de extracción de microplásticos.

Para la extracción de los MPs de las muestras se siguió el mismo procedimiento llevado a cabo en estudios anteriores, Calzadilla-Cabrera *et al.* (2023) con algunas modificaciones, debido a la diferencia de carga de sólidos presentes en estas muestras de suelo frente a las de agua de dicho estudio. En resumen, se lavaron los suelos sobre una columna de tamices para recolectar y separar las partículas de cada muestra. La columna de tamices estaba compuesta de distintos tamaños, 5 mm como límite para los MPs, 425  $\mu\text{m}$ , 75  $\mu\text{m}$  y por último 40  $\mu\text{m}$  y las partículas retenidas en cada uno de ellos se pasaron a vasos de precipitado con la ayuda de agua destilada, para poder realizar la primera clasificación por tamaños de los MPs encontrados. Una vez en los vasos, se secaron por debajo de los 70 °C (Munno *et al.*, 2018). Seguidamente, se aplicó una digestión con una reacción Fenton. Debido a la gran cantidad de materia orgánica, no se realizó con  $\text{H}_2\text{O}_2$  como habitualmente se realiza en muestras de agua. Posteriormente, el residuo remanente de la digestión se secó nuevamente. A continuación, se realizó una separación de densidad en dos etapas. La primera se realizó con  $\text{CaCl}_2$  (1.34  $\text{g}/\text{cm}^3$ ) y la segunda, con una solución de mayor densidad de KI (1.72  $\text{g}/\text{cm}^3$ ) para asegurar que se recuperaran todos los MPs de alta densidad (Zhang *et al.*, 2020). De lo contrario, los MPs con una densidad mayor que la de la solución no podrían contarse (Prata *et al.*, 2019). Los viales que contenían la solución de densidad se centrifugaron (5 minutos, 3500 rpm) y el sobrenadante se filtró a través de filtros de fibra de vidrio (tamaño de poro de 1  $\mu\text{m}$  y diámetro de 47 mm).

## Contabilización de microplásticos

Los filtros obtenidos en el paso anterior fueron examinados siguiendo una ruta ordenada, comenzando desde la parte superior de izquierda a derecha, hacia abajo y de regreso en dirección de derecha a izquierda, utilizando estereomicroscopios con aumentos de x40 (SZ30, Olympus, Japón). Se siguieron las pautas marcadas por Hidalgo-Ruz *et al.* (2012), para identificar los MPs. Durante el conteo, los MPs se clasificaron en fibras, partículas y películas. Además, se hicieron pasar los filtros por espectroscopía Raman (Witec Raman microscope ALPHA300 M+, Witec, Alemania), con un láser de 623 nm en un rango de longitud de onda entre 0 y 3500  $\text{cm}^{-1}$ , con 20 acumulaciones y 0.5 segundos como tiempo de integración y así reducir sesgo derivado por el factor humano.

## Control de calidad y prevención de contaminación

Para evitar la contaminación durante el muestreo y la experimentación, se adoptaron medidas de control de calidad. Se evitó el uso de materiales plásticos; los vasos de precipitados fueron cubiertos con papel de aluminio después del muestreo y cada vez que se almacenaron, se colocó otro papel de aluminio para protegerlos. Durante todos los pasos en el laboratorio, se utilizaron batas de algodón y guantes de látex. Todo el espacio de trabajo y el equipo se limpiaron con agua destilada minuciosamente antes y después de su uso. Adicionalmente, el conteo de microplásticos fue realizado por un mismo operador entrenado, con una doble revisión de las muestras para minimizar errores asociados al factor humano. Se realizaron blancos de laboratorio para detectar posible contaminación ambiental y se encontraron concentraciones de 0.2 MPs/L, todas ellas fibras. Estas concentraciones son marginalmente insignificantes y no interfieren significativamente en los resultados del estudio.

---

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los resultados, se clasifica a los plásticos recogidos en las siguientes categorías: MAPs, MEPs y MPs, siguiendo el criterio de tamaños mencionado anteriormente. En el análisis, se identificaron predominantemente MAPs de envases, botellas, latas y poliespán, mientras que los MPs se clasificaron en fibras, partículas y films.

Las Tablas 1 y 2 presentan los resultados obtenidos del análisis de MAPs y MEPs, respectivamente, encontrados en las muestras de suelo recolectadas en las dos campañas de muestreo. Además, se incluyeron las latas en el conteo de macropelásticos, debido a su alto contenido de materiales plásticos tanto en su revestimiento interior como en su exterior (Nurlatifah y Nakata, 2021).

En cuanto a los porcentajes totales de MAPs encontrados, destacan sobre todo los plásticos de envases, suponiendo entre un 76-64% de la media total muestreada entre la entrada y la salida respectivamente; otro aporte importante fue de botellas, con

**Tabla 1** | Valores medios y concentración de macroplásticos identificados en cada punto de muestreo en las cunetas vegetadas estudiadas.

Punto	Envases	Botellas	Latas	Poliespán	Otros	Total	Sup. aprox (m <sup>2</sup> )	MAP/m <sup>2</sup>
CD1	14	1	0	1.5	0	16.5	6	2.75
CD2	21.5	6.5	5.5	2	5	40.5	6	6.75
CD3	27.5	10.5	6	0.5	1.5	46	12.5	3.68
RN1	26	3.5	2.5	0	4	36	3	12
RN2	74.5	8.5	5	0	3.5	91.5	3	30.5
RN3	9.5	0.5	1.5	0	0	11.5	3	3.83
Fracción promedio	71%	13%	8%	2%	6%	-	-	-

un 8-19%, respectivamente. Los resultados son similares a los obtenidos por Treilles *et al.* (2021), que encontraron un porcentaje superior al 60% de plásticos de empaquetado y cerca de un 5% de botellas. Así mismo, están en consonancia con los datos de producción de plástico mundial por aplicación, que reflejan un 44% de envases, siendo este el de mayor producción, seguido por plásticos para la construcción y edificación con un 18%, que podrían también estar aportando a esta categoría de envoltorios muestreados (PlasticsEurope, 2021). El mayor porcentaje de envases ligeros encontrados en las cunetas vegetadas de Xàtiva, o en SUDS de otros estudios, también está relacionado con la ligereza de este tipo de plásticos, ya que son fácilmente transportables por el viento, que los va movilizandando hasta que son atrapados en alguna infraestructura, en este caso los propios SUDS. Adicionalmente, comparando ambos lugares de muestreo, las concentraciones medias fueron superiores en la cuneta RN, 15.5 MAPs/m<sup>2</sup>, en contraste con los 4.4 MAPs/m<sup>2</sup> encontrados en la cuneta CD. Esta diferencia es significativa. Es importante destacar que estas cifras no indican que cada metro cuadrado de cuneta tenga esta cantidad de plásticos. Las muestras se tomaron en áreas críticas del lecho de las cunetas, donde los contaminantes tienden a acumularse con mayor frecuencia, pero se consideró toda la superficie de la sección para reflejar mejor la distribución general de los MAPs en el sistema. De esta forma, se evita una posible sobreestimación que podría ocurrir al enfocarse únicamente en los puntos de máxima concentración, como el lecho, y se ofrece una visión más integrada del comportamiento y distribución de los contaminantes.

Es interesante observar que los resultados varían según la zona de escorrentía estudiada. Por ejemplo, Treilles *et al.* (2021) encontraron un alto porcentaje de vendas adhesivas en áreas de muestreo cercanas a hospitales. En contraste, en este estudio se detectó una gran cantidad de botellas en la cuneta CD, frecuentada por deportistas que consumen este tipo de plástico. Además, destaca la gran cantidad de envases en la cuneta RN, provenientes principalmente de obras en curso en las zonas adyacentes a las cunetas vegetadas y de cadenas de comida rápida cercanas. Todos los estudios coinciden en la predominancia de envases plásticos entre los MAPs y MEPs encontrados en la escorrentía urbana.

**Tabla 2** | Valores totales y concentración, expresada en ítems por kilogramo de suelo en peso seco, de mesoplásticos encontrados en cada punto de muestreo en las cunetas vegetadas estudiadas.

Punto	MEPs	MEPs/kg dw
CD1	6	8.5
CD2	63	200.8
CD3	9	20.3
RN1	5	11.8
RN2	6	22.2
RN3	73	343.1

Los rangos de MEPs contabilizados van desde 8 a 300 MEPs por kilogramo de suelo en peso seco; en la mayoría de los casos dentro de este estudio, estos valores están entre 8 y 23 MEPs/kg de suelo. Destacan dos puntos que se desvían de la tendencia general en los resultados: el punto intermedio de la cuneta CD2 y el punto final de la cuneta RN3, donde la elevada presencia

de MEPs se debe al fraccionamiento de MAPs en la misma zona. En CD2, esto coincide con la mayor concentración de MAPs, mientras que en RN3, aunque las concentraciones de MAPs son menores, la mayor superficie de la balsa de infiltración explica la variabilidad en la acumulación de MEPs. Los valores promedio de este estudio, sin contabilizar ambos puntos, serían 15.8 MEPs/kg de suelo. Teniendo en cuenta todos los puntos muestreados, la concentración es de 101 MEPs/kg de suelo. Los promedios según cada lugar de muestreo nos revelan que en la cuneta CD encontramos 76.6 MEPs/kg de suelo, mientras que en la cuneta RN sería de 125.7 MEPs/kg de suelo. Tal y como se hipotetizó en un primer momento, encontramos mayores concentraciones de MAPs y MEPs en la cuneta vegetada RN, que es un sistema junto a una importante vía pública y aceras transitadas, mientras que la cuneta CD está en el interior de una zona deportiva y vallada por lo que el acceso es mucho más restringido y el entorno menos transitado.

Estas concentraciones son superiores a otros estudios contemporáneos donde también se han estudiado los MEPs, si tenemos en cuenta los dos puntos excepcionales. Mbachu *et al.* (2022) encontraron una media de 41 MEPs/kg de suelo, y con máximos de 110±24 MEPs/kg de suelo. Hasta donde sabemos, hay pocos estudios sobre el rango de tamaño de los MEPs en los ecosistemas terrestres y pocos estudios en SUDS. Esta falta de datos limita la comparación de nuestros resultados con otros estudios sobre MEPs.

La concentración de MPs es notablemente mayor en las muestras de la cuneta CD en comparación con la cuneta RN, lo cual contrasta con la hipótesis inicial, dado que se observaron mayores concentraciones de MAPs y MEPs en la cuneta RN. En promedio, las muestras de la cuneta CD tienen una concentración de 5163 MPs/kg m.s., mientras que las muestras de la cuneta RN presentan una concentración promedio de 2888 MPs/kg m.s. Aunque las fibras son la forma predominante de MPs en todas las muestras (Figura 5), la variabilidad entre formas es mucho mayor que en las aguas residuales convencionales, donde las fibras son significativamente superiores en porcentaje. En la Tabla 3, se puede observar una notable presencia de partículas en los puntos iniciales CD1 y RN1, además de films en CD2, lo cual ya se comentó previamente con los MEPs y se debe a la alta contaminación de la zona escogida para muestrear en ese momento. No sorprende tal presencia de partículas en la entrada a los sistemas, ya que estas son las formas más sedimentables de los MPs estudiados. Por otro lado, las fibras, siendo más afectadas por elementos naturales como el viento o el propio flujo del agua, tienden a concentrarse en las zonas finales, donde el agua se remansa, la velocidad disminuye y aumenta el tiempo de sedimentación.

**Tabla 3** | Microplásticos encontrados en los distintos puntos de suelo muestreado de las cunetas vegetadas estudiadas y expresados como MPs por kilogramo de masa seca (m.s.) de suelo.

Punto	Fibras	Films	Partículas	MPs/kg dw
CD1	10	0	15	4533
CD2	10	20	4	7412
CD3	16	1	1	3545
RN1	5	3	9	3218
RN2	6	2	4	2300
RN3	10	2	4	3147

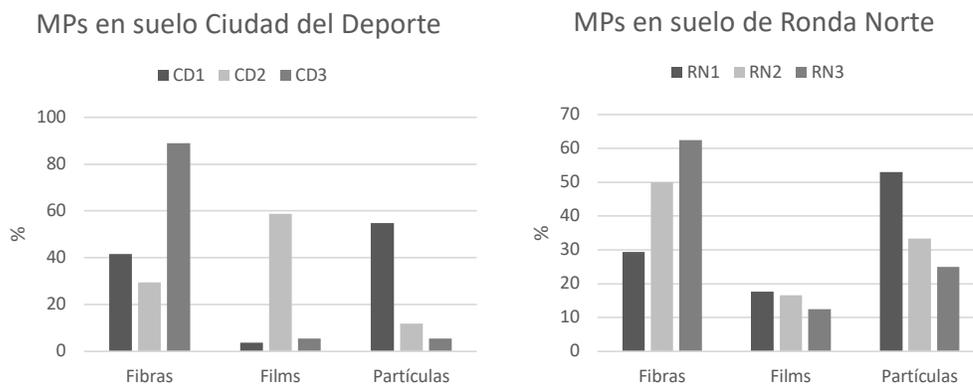
Al comparar las concentraciones de MPs y MEPs en las Tablas 2 y 3, se observa una variabilidad en la relación entre ambos tipos de plásticos en las diferentes muestras. Los puntos con las concentraciones más altas de MPs no coinciden necesariamente con aquellos con las mayores concentraciones de MEPs. Por ejemplo, en la muestra CD2 se encuentra la mayor concentración de MPs y también una alta concentración de MEPs. Sin embargo, en la muestra RN3, donde encontramos la mayor concentración de MEPs, la concentración de MPs no es especialmente alta. Estas diferencias pueden deberse a muchos factores, como las diferentes fuentes de contaminación, ya que hay polímeros que se degradan más fácilmente que otros, además de los distintos factores que puedan estar degradando estos plásticos en cada zona de muestreo, como la presencia de gravas o vegetación. También es posible que la flotabilidad de los plásticos juegue un papel importante, ya que los plásticos más pequeños y menos densos podrían ser arrastrados hacia el colector cuando las cunetas se llenan de agua.

La variabilidad en los datos sugiere que factores locales como la proximidad a fuentes de contaminación y características del flujo de agua son cruciales para la distribución y acumulación de plásticos. Julianne *et al.* (2019) encontraron que los MPs en agua

se fragmentaron con macro y microfisuras tras 25 semanas, mientras que en aire se enrollaron sin fragmentarse, demostrando que el agua acelera la fragmentación de plásticos y la importancia del medio. En estos puntos de muestreo, es importante considerar que la vegetación a menudo cubre los plásticos, lo que reduce su exposición a factores que pueden intervenir en su degradación, como el aire o la radiación solar. No obstante, la propia vegetación introduce un nuevo componente, ya que el contacto constante con las ramas y hojas genera fricción y abrasión, lo que también puede contribuir a la fragmentación de los plásticos.

En comparación con otros estudios de concentración de MPs en suelos o sedimento de SUDS, los datos obtenidos en este estudio revelan una alta variabilidad. Por ejemplo, mientras que algunos estudios muestran concentraciones moderadas de 180 MPs por kg de suelo en sistemas de biorretención, o 147 MPs por kg de sedimento en humedales urbanos en Australia (Townsend *et al.*, 2019; Mbachu *et al.*, 2022), otros estudios indican niveles considerablemente más altos. Por ejemplo, Liu *et al.* (2019) encontraron una concentración media de 17490 MPs por kg de sedimento en una balsa de retención cercana a autopistas urbanas en Dinamarca; por otro lado, Olesen *et al.* (2019) registraron  $9.5 \times 10^5$  MPs por kg de sedimento en estanques de tormentas en el mismo país. Asimismo, otros estudios también documentaron 600 MPs por kg de sedimento en la entrada de un humedal flotante de tratamiento de aguas pluviales en Australia (Ziajahromi *et al.*, 2020), y 2820-3690 MPs por kg de sedimento en un humedal natural en Irán (Rasta *et al.*, 2020), datos más cercanos a los obtenidos en esta investigación. Muchos de estos sistemas llevaban en funcionamiento más de una década, por lo que pueden ser comparables a las acumulaciones en los SUDS maduros considerados en este estudio, algunos de ellos incluso más, lo cual puede ser un factor influyente en la acumulación de estos contaminantes en los suelos (García-Haba *et al.*, 2023).

Es crucial caracterizar los MPs para comprender mejor su comportamiento en los sistemas estudiados (Figura 5). La forma y el tamaño son factores determinantes en las dinámicas de los MPs en aguas de escorrentía urbana (Beheshtimaal *et al.*, 2024), ya que influyen en su capacidad de sedimentación o flotación, junto con la densidad. Otros factores que afectan incluyen la pendiente del sistema y la profundidad del flujo, que están directamente relacionados con la intensidad del evento y la superficie que genera la escorrentía que ingresa al sistema. Además, la velocidad del flujo y el medio por el que este fluye también son importantes. Por ejemplo, en este caso, los canales de las cunetas están cubiertos por una densa vegetación de romero que, aunque en términos de volumen no sea significativa, frena el flujo y aumenta la superficie en contacto con el agua, lo que puede favorecer la sedimentación de partículas o la retención de fibras en ellos.



**Figura 5 |** Caracterización por forma de los MPs encontrados en ambos puntos de muestreo.

Los SUDS, al actuar como sumideros de MPs, pueden desempeñar un papel importante en la reducción de la propagación de estos contaminantes hacia los ecosistemas naturales. Sin embargo, esta capacidad de retención también puede tener efectos adversos sobre los propios ecosistemas creados por estos sistemas. De manera similar a lo que se observa en los entornos naturales, los MPs pueden afectar negativamente la flora y fauna presentes en los SUDS, con efectos como la reducción de fertilidad y el aumento de la mortalidad en macroinvertebrados, o la disminución del crecimiento y floración de la vegetación. Además, la acumulación de MPs podría afectar la eficacia de los SUDS en la retención de otros contaminantes presentes en las aguas pluviales, lo que subraya la importancia de evaluar no solo la capacidad de estos sistemas para retener MPs, sino también el origen y las dinámicas de entrada de dichos contaminantes.

La composición de los residuos urbanos encontrados en los SUDS analizados revela una notable uniformidad entre las categorías de plásticos, con poca variabilidad en los componentes más comunes. Esta estructura está influenciada por factores como los hábitos cívicos, la infraestructura de alcantarillado, incluidas conexiones clandestinas y sumideros mal gestionados, y las prácticas de limpieza urbana, como la disponibilidad de contenedores y la frecuencia de las limpiezas en áreas urbanas. Aunque algunos plásticos pueden llegar a las cunetas vegetadas por acción del viento o el transporte de animales, su origen es indudablemente antropogénico, resultado de prácticas negligentes por parte de la población. Esto pone de manifiesto la necesidad de fomentar la educación ambiental y los valores cívicos para reducir la entrada de plásticos en los ecosistemas urbanos.

Por otro lado, los SUDS ofrecen una ventaja clave en la retención de MAPs, que pueden permanecer atrapados en estos sistemas durante períodos prolongados, lo que facilita su recolección y limpieza por parte de los equipos municipales antes de que alcancen los ecosistemas naturales. Esto convierte a los SUDS no solo en herramientas para mitigar la contaminación difusa, sino también en sistemas clave para prevenir la liberación de plásticos más grandes en el entorno natural.

---

## CONCLUSIONES

La escorrentía urbana es una fuente importante de contaminación por microplásticos, y aunque existen estudios sobre SUDS como medidas para mitigar este problema, aún hay incertidumbre sobre su aplicación efectiva. Los sistemas de sedimentación y filtración, como humedales y jardines de lluvia, han demostrado ser eficaces en la retención de MPs, pero su eficiencia podría mejorar si la retención de MPs se considera un objetivo en el diseño, aunque las pruebas actuales no son concluyentes.

Esta investigación resalta la importancia del problema, mostrando la presencia de MAPs, MEPs y MPs en infraestructuras SUDS construidas hace más de una década. Estudiar estos sistemas en su totalidad es crucial para desarrollar estrategias de gestión de aguas pluviales más efectivas. Factores como la superficie de captación, el uso del suelo, el tipo de vegetación y el suelo son fundamentales para mejorar el diseño y la eficacia de los SUDS.

Los plásticos de envases constituyen la mayor parte de los MAPs encontrados en las cunetas vegetadas de Xàtiva, con un porcentaje medio de entre el 76% y el 64%. Este patrón coincide con estudios previos y con la producción global de plásticos, donde los envases lideran las categorías. La ligereza de estos plásticos favorece su transporte por el viento hacia los SUDS. En cuanto a los MEPs, la mayoría se concentraron entre 8 y 23 MEPs/kg de suelo, con variabilidad en puntos específicos como el intermedio de la cuneta CD2 y el final de la cuneta RN3, donde los MAPs se fragmentaron. Este fenómeno subraya la relación directa entre MAPs y MEPs, especialmente en áreas con mayor actividad de tráfico y exposición a factores de desgaste. Además, aunque se esperaba una mayor acumulación de MPs en la cuneta RN debido al tráfico, las concentraciones de MPs fueron mayores en la cuneta CD, evidenciando la compleja dinámica de los contaminantes en estos sistemas.

Es crucial seguir investigando los SUDS para optimizar su capacidad de retención de contaminantes plásticos y mejorar su diseño, mantenimiento y concienciación social, lo que contribuirá a reducir la contaminación y proteger los ecosistemas acuáticos.

---

## AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se desarrolla en el marco del proyecto SUDSLong-VLC (PID2021-122946OB-C32), financiado por MICIU/AEI/10.13039/501100011033 y por FEDER, UE y de la ayuda PRE2022-102831, financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y por el FSE+. Los autores agradecen al Ajuntament de Xàtiva su colaboración durante el estudio.

---

## REFERENCIAS

AEMA. 2019. *Urban sustainability: how can cities become sustainable?* Recuperado de <https://www.eea.europa.eu/themes/sustainability-transitions/urban-environment/urban-sustainability>

- Agencia Estatal de Meteorología. 2023. *Valores climatológicos normales*. AEMET. <https://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/datosclimatologicos/valoresclimatologicos>
- Andrés-Doménech, I., Anta, J., Perales-Momparler, S., Rodríguez-Hernandez, J. 2021. Sustainable urban drainage systems in Spain: a diagnosis. *Sustainability*, 13(5), 2791. <https://doi.org/10.3390/su13052791>
- Bartens, J., Day, S.D., Harris, J.R., Dove, J.E., Wynn, T.M. 2008. Can urban tree roots improve infiltration through compacted subsoils for stormwater management? *Journal of environmental quality*, 37(6), 2048-2057. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0117>
- Beheshtimaal, A., Alamdari, N., Wang, B., Kamali, M., Salehi, M. 2024. Understanding the Dynamics of Microplastics Transport in Urban Stormwater Runoff: Implications for Pollution Control and Management. *Environmental Pollution*, 124302. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124302>
- Berwick, N. 2016. Sustainable drainage systems: Operation and maintenance. *Sustainable Surface Water Management: A Handbook for SuDS*, 45-55. <https://doi.org/10.1002/9781118897690.ch4>
- Brandon, J.A., Jones, W., Ohman, M.D. 2019. Multidecadal increase in plastic particles in coastal ocean sediments. *Science Advances*, 5, 1-7. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0587>
- Blettler, M.C., Ulla, M.A., Rabuffetti, A.P., Garello, N. 2017. Plastic pollution in freshwater ecosystems: macro-, meso-, and microplastic debris in a floodplain lake. *Environmental monitoring and assessment*, 189, 1-13. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6305-8>
- Boucher, J., Friot, D. 2017. *Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources*. IUCN, Gland, Switzerland. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en>
- Calzadilla-Cabrera, D., Wang, Q., Martín, M., Rajadel, N.O., Rousseau, D.P., Hernández-Crespo, C. 2023. Microplastics occurrence and fate in full-scale treatment wetlands. *Water Research*, 240, 120106. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120106>
- García-Haba, E., Hernández-Crespo, C., Martín, M., Andrés-Doménech, I. 2023. The role of different sustainable urban drainage systems in removing microplastics from urban runoff: A review. *Journal of Cleaner Production*, 137197. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137197>
- Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J., Bai, X., Briggs, J.M. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science*, 319(5864), 756-760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M. 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3060-3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>
- Julienne, F., Delorme, N., Lagarde, F. 2019. From macroplastics to microplastics: Role of water in the fragmentation of polyethylene. *Chemosphere*, 236, 124409. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124409>
- Lechner, A., Ramler, D. 2015. The discharge of certain amounts of industrial microplastic from a production plant into the River Danube is permitted by the Austrian legislation. *Environmental Pollution* 200, 159-160. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.02.019>
- Liu, F., Vianello, A., Vollertsen, J. 2019. Retention of microplastics in sediments of urban and highway stormwater retention ponds. *Environmental Pollution*, 255, 113335. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113335>
- Lu, Y., Zhang, Y., Deng, Y., Jiang, W., Zhao, Y., Geng, J., Ding, L., Ren, H. 2016. Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effects in liver. *Environmental Science & Technology*, 50, 4054. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00183>
- Mbachu, O., Kaparaju, P., Pratt, C. 2022. Plastic pollution risks in bioretention systems: a case study. *Environmental Technology*, 44(17), 1-14. <https://doi.org/10.1080/09593330.2022.2034984>
- Munno, K., Helm, P.A., Jackson, D.A., Rochman, C., Sims, A. 2018. Impacts of temperature and selected chemical digestion methods on microplastic particles. *Environmental Toxicology and Chemistry* 37(1), 91-98. <https://doi.org/10.1002/etc.3935>

- Nurlatifah, Nakata, H. 2021. Monitoring of polymer type and plastic additives in coating film of beer cans from 16 countries. *Scientific reports*, 11(1), 22115. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-01723-3>
- Olesen, K.B., Stephansen, D.A., van Alst, N., Vollertsen, J. 2019. Microplastics in a stormwater pond. *Water*, 11(7), 1466. <https://doi.org/10.3390/w11071466>
- Österlund, H., Blecken, G., Lange, K., Marsalek, J., Gopinath, K., Viklander, M. 2023. Microplastics in urban catchments: Review of sources, pathways, and entry into stormwater. *Science of the Total Environment*, 858, 159781. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159781>
- PlasticsEurope, 2021. *Plastics - the Facts 2021*. Recuperado de <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2021/>.
- Prata, J.C., da Costa, J.P., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T. 2019. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: a critical review. *TrAC, Trends in Analytical Chemistry*, 110, 150-159. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>
- Qin, Y. (2020). Urban flooding mitigation techniques: A systematic review and future studies. *Water*, 12(12), 3579. <https://doi.org/10.3390/w12123579>
- Rasta, M., Sattari, M., Taleshi, M.S., Namin, J.I. 2020. Identification and distribution of microplastics in the sediments and surface waters of Anzali Wetland in the Southwest Caspian Sea, Northern Iran. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111541. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111541>
- Raymond, C.M., Frantzeskaki, N., Kabisch, N., Berry, P., Breil, M., Nita, M.R., Geneletti, D., Calfapietra, C. 2017. A framework for assessing and implementing the co-benefits of nature-based solutions in urban areas. *Environmental Science & Policy*, 77, 15-24. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.07.008>
- SAPEA, Science Advice for Policy by European Academies, 2019. *A Scientific Perspective on Microplastics in Nature and Society*. Berlin: SAPEA. <https://doi.org/10.26356/microplastics>
- Sheavly, S.B., Register, K.M. 2007. Marine debris & plastics: environmental concerns, sources, impacts and solutions. *Journal of Polymers and the Environment*, 15, 301-305. <https://doi.org/10.1007/s10924-007-0074-3>
- Su, L., Nan, B., Hassell, K.L., Craig, N.J., Pettigrove, V. 2019. Microplastics biomonitoring in Australian urban wetlands using a common noxious fish (*Gambusia holbrooki*). *Chemosphere*, 228, 65-74. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.114>
- Townsend, K.R., Lu, H.C., Sharley, D.J., Pettigrove, V. 2019. Associations between microplastic pollution and land use in urban wetland sediments. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 22551-22561. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04885-w>
- Treilles, R., Gasperi, J., Saad, M., Tramoy, R., Breton, J., Rabier, A., Tassin, B. (2021). Abundance, composition and fluxes of plastic debris and other macrolitter in urban runoff in a suburban catchment of Greater Paris. *Water research*, 192, 116847. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116847>
- Veerkamp, C.J., Schipper, A.M., Hedlund, K., Lazarova, T., Nordin, A., Hanson, H.I. 2021. A review of studies assessing ecosystem services provided by urban green and blue infrastructure. *Ecosystem Services*, 52, 101367. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101367>
- Wang, W., Ge, J., Yu, X. 2019. Bioavailability and toxicity of microplastics to fish species: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety* (November), 109913. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109913>
- Werbowski, L.M., Gilbreath, A.N., Munno, K., Zhu, X., Grbic, J., Wu, T., Sutton, R., Sedlak, M.D., Deshpande, A.D., Rochman, C.M. 2021. Urban stormwater runoff: a major pathway for anthropogenic particles, black rubbery fragments, and other types of microplastics to urban receiving waters. *ACS ES&T Water*, 1, 1420-1428. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.1c00017>
- Yang, X., He, Q., Guo, F., Sun, X., Zhang, J., Chen, M., Vymazal, J., Chen, Y. 2020. Nanoplastics disturb nitrogen removal in constructed wetlands: responses of microbes and macrophytes. *Environmental Science & Technology*, 54(21), 14007-14016. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03324>

Zhang, L., Xie, Y., Liu, J., Zhong, S., Qian, Y., Gao, P. 2020. An overlooked entry pathway of microplastics into agricultural soils from application of sludge-based fertilizers. *Environmental Science & Technology*, 54(7), 4248-4255. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07905>

Ziajahromi, S., Drapper, D., Hornbuckle, A., Rintoul, L., Leusch, F.D. 2020. Microplastic pollution in a stormwater floating treatment wetland: Detection of tyre particles in sediment. *Science of the Total Environment*, 713, 136356. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136356>