



IMPACTO DE LOS USOS DEL SUELO Y OTROS PARÁMETROS SOBRE LA PRESENCIA DE MICROPLÁSTICOS EN EL SUELO Y EN EL AGUA SUBTERRÁNEA: UNA REVISIÓN CRÍTICA

Impact of land use and other parameters on the presence of microplastics in soil and groundwater: a critical review

Rodrigo Andrés-Bercianos¹, Virtudes Martínez-Hernández² y Raffaella Meffe²

¹ Instituto Geológico y Minero de España (IGME-CSIC), c/ Ríos Rosas, 23, 28003 Madrid, España. r.andres@igme.es

² Instituto IMDEA Agua, Avda. Punto Com, 2, 28805 Alcalá de Henares, Madrid, España.

virtudes.martinez@imdea.org, raffaella.meffe@imdea.org

Resumen: Los microplásticos (MP) constituyen una de las formas de contaminación más omnipresentes en nuestro planeta. Pese a ello, en comparación con los ecosistemas marinos, lagos o ríos, destaca la escasez de estudios que han tratado sobre su presencia en el suelo y en las aguas subterráneas. Con el objetivo de evaluar el impacto de los usos del suelo y otros parámetros sobre la presencia de MP en ambos medios, se han extraído, de la revisión de 41 publicaciones, 56 casos de estudio asociados a suelos y 7 casos a aguas subterráneas. En conjunto, se pone de manifiesto la necesidad de establecer una metodología estandarizada, tanto analítica como de muestreo, con el fin de poder realizar comparaciones rigurosas. Por otra parte, queda patente en la mayor parte de las publicaciones revisadas una relación entre las fuentes de contaminación (puntuales y/o difusas) asociadas a los usos del suelo y la presencia de MP, en base a su cantidad, composición química predominante, color o forma característica según el uso del suelo. Por ello, es fundamental seguir investigando sobre la presencia de MP en suelos asociados a la totalidad de usos, así como diversificar geográficamente su estudio y enfatizarlo en las aguas subterráneas.

Palabras clave: microplásticos, suelos, usos del suelo, agua subterránea, revisión crítica.

Abstract: Microplastics (MP) are one of the most ubiquitous forms of pollution on our planet. However, compared to marine ecosystems, lakes or rivers, few studies have studied their occurrence in soil and groundwater. To evaluate the impact of land use and other parameters on the presence of MP in both media, 56 cases of study associated with soils and 7 with groundwater have been extracted from the review of 41 publications. Overall, the need to establish a standardized methodology, during both the analysis and sampling, has been identified to make rigorous comparisons. On the other hand, a relationship between the pollution sources (point and/or diffuse) associated with land use and the presence of MP is evident in most of the publications reviewed, based on its quantity, predominant chemical composition, color or characteristic shape according to land use. For this reason, it is essential to continue studying the presence of MP in soils associated with all uses, as well as diversifying geographically its study and emphasizing it in groundwater.

Keywords: microplastics, soils, land use, groundwater, critical review.

Andrés-Bercianos, R., Martínez-Hernández, V., Meffe, R., 2024. Impacto de los usos del suelo y otros parámetros sobre la presencia de microplásticos en el suelo y en el agua subterránea: una revisión crítica. *Revista de la Sociedad Geológica de España*, 37 (1): 56-75.

Introducción, justificación y objetivos

Pese a que existe cierta controversia con respecto al rango de tamaño asociado a los desechos plásticos que abarca el término “microplástico-MP” (Hartmann *et al.*, 2019) –popularizado por Thompson *et al.* (2004)–, este se ha adoptado para describir a pequeñas partículas de plástico, generalmente menores de 5 mm de diámetro (Arthur *et al.*, 2009; GESAMP, 2015). Así mismo, las partículas plásticas con un tamaño comprendido entre 5 mm y 0,001 mm se pueden subdividir en dos tipos (Ripken *et al.*, 2021): MP grandes (entre 5 y 1 mm) y MP pequeños (entre 1 y 0,001 mm). No obstante, aquellas partículas que presentan un tamaño inferior a 0,001 mm se denominan nanoplásticos (Gigault *et al.*, 2018). En contraposición, los desechos plásticos que presentan un tamaño inmediatamente superior al de los MP, es decir, entre 5 mm y 2,5 cm, se denominan mesoplásticos, clasificándose como macropelásticos a los que poseen un tamaño superior a 2,5 cm (Blettler *et al.*, 2017; Jeyasanta *et al.*, 2020). Con respecto a su origen, los MP se pueden clasificar en dos tipos: primarios y secundarios (GESAMP, 2015). Los MP primarios son aquellos liberados al medio ambiente directamente, es decir, ya en forma de diminutas partículas como, por ejemplo, microesferas exfoliantes en cosméticos o partículas sintéticas en abrasivos industriales (GESAMP, 2016). Los MP secundarios se producen como resultado de la degradación, erosión o fragmentación de desechos plásticos más grandes, pudiendo intervenir en ello la acción del viento, la escorrentía, la radiación ultravioleta o la actividad microbiana (Klein *et al.*, 2018; Meixener *et al.*, 2020). Ejemplos claros de esta tipología son los que proceden de la fragmentación de acolchados agrícolas, los MP generados a partir de la abrasión de neumáticos o las fibras sintéticas liberadas durante el lavado de textiles (GESAMP, 2016). En lo relativo a su forma, los MP se pueden clasificar en diversos tipos, siendo los siguientes los más comunes (Zhou *et al.*, 2018): fibras (aspecto alargado), fragmentos (piezas duras e irregulares), películas (suelen ser delgadas, suaves y blandas), gránulos (suelen ser duros, regulares y con forma de esfera, disco, ovoide o cilíndrica), espumas (livianas) y esponjas (livianas y porosas).

En 1997, Charles Moore, el hombre que navegó a través de la gran mancha de basura del Pacífico, afirmó que “la huella de plástico de la humanidad es probablemente más peligrosa que su huella de carbono (Cho, 2011)”. En este sentido, se estima que en el año 2019 flotaban en el océano entre 82 y 358 billones de partículas de plástico –la mayoría de ellas MP–, sumando un peso de entre 1,1 y 4,9 millones de toneladas de plástico (Eriksen *et al.*, 2023). Solo en 2021 la producción de plásticos a escala mundial aumentó aproximadamente un 4% con respecto al año anterior, alcanzando los 390,7 millones de toneladas (Plastics Europe, 2022). Como consecuencia, la

presencia de residuos plásticos en los océanos se espera que aumente hasta 2,6 veces para el año 2040 (Lau *et al.*, 2020). Sin embargo, anualmente se calcula que se liberan entre 4 y 23 veces más MP a la tierra que al océano (Horton *et al.*, 2017). En este sentido, la Agencia Europea de Productos Químicos (Environmental Chemical Agency - ECHA) también destacó que es más probable que los MP se acumulen en el suelo y que una proporción menor se libere directamente a ríos, lagos y mares (ECHA, 2018). Así, aproximadamente, el 52% de la pérdida de MP parece que queda atrapada en los suelos (Boucher y Friot, 2017) y, en esta línea, Nizzetto *et al.* (2016) estimaron que el suelo puede representar una reserva ambiental de MP más grande que el propio océano. De hecho, a pesar de que nuestra época cronoestratigráfica actual es el Holoceno (Cohen *et al.*, 2013: actualizado en 2023), el plástico ya se ha sugerido como un indicador estratigráfico de una nueva época geológica: el Antropoceno, debido a su presunta omnipresencia en los suelos (Zalasiewicz *et al.*, 2016). Todo ello está motivado por la existencia de numerosas fuentes de MP en el suelo, asociadas a los usos en cada emplazamiento, siendo algunas de ellas los acolchados plásticos, la aplicación de lodos de depuradoras, residuos plásticos de invernaderos, el uso de fertilizantes encapsulados, el riego con aguas residuales tratadas, los desechos plásticos domésticos, las instalaciones industriales, los vertederos de residuos sólidos mal gestionados, el depósito atmosférico, la escorrentía o el polvo fruto del desgaste de neumáticos (Yu *et al.*, 2022). Los seres vivos pueden ser importantes agentes de transporte, como en el caso de las lombrices de tierra, que movilizan las partículas plásticas por adhesión (Rillig *et al.*, 2017). Generalmente los MP más pequeños (< 10 micras), una vez en el suelo, también pueden infiltrarse con el agua a capas más profundas (Yu y Flury, 2021). De hecho, hay trabajos que han detectado la presencia de MP en aguas subterráneas (Ganesan *et al.*, 2019; Panno *et al.*, 2019), habiéndose ya planteando previamente a su detección la posibilidad, bajo ciertos supuestos, de una transferencia a este medio desde los suelos (Bläsing y Amelung, 2018; Scheurer y Bigalke, 2018). La presencia de MP en el suelo y su potencial infiltración hacia el agua subterránea pueden implicar riesgos para la protección de los ecosistemas y la salud humana, ante una exposición a estas partículas por ingestión, inhalación y contacto dérmico (Samandra *et al.*, 2022).

Por otra parte, las implicaciones de la presencia de MP en el suelo van más allá de hallar estas partículas. Hay que destacar que los MP, al tener un área de superficie específica grande y una fuerte hidrofobicidad, pueden adsorber y transportar sustancias orgánicas e inorgánicas peligrosas que son extrínsecas del propio plástico como, por ejemplo, contaminantes orgánicos persistentes o metales pesados (Uwamungu *et al.*, 2022). Del mismo modo, el uso de adi-

tivos en el proceso de polimerización del plástico implica que sustancias intrínsecas a la partícula (plastificantes o colorantes) puedan liberarse en el entorno circundante (Li *et al.*, 2020; Uwamungu *et al.*, 2022) e infiltrarse hasta alcanzar las masas de agua subterránea. Todo ello expande la exposición a sustancias contaminantes potencialmente peligrosas para la salud humana y la protección de los ecosistemas.

En consecuencia, dado que “la contaminación terrestre y la contaminación del suelo por grandes elementos de plástico y sus fragmentos o microplásticos derivados pueden ser significativas y ese plástico puede filtrarse al medio marino (DOUE, 2019)”, el Parlamento Europeo adoptó en 2019 una serie de medidas para el cumplimiento de unos objetivos en 2030. Entre otras, con objeto de reducir el impacto de determinados productos plásticos en el medio ambiente, se adoptó la prohibición de venta de plásticos de un solo uso, estableciendo como fecha límite para su entrada en vigor el 3 de julio de 2021 (DOUE, 2019). En lo que respecta a España, en abril de 2022 entró en vigor la Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular (BOE, 2022), estableciendo en su título V una serie de medidas encaminadas a la reducción del impacto de determinados productos de plástico en el medio ambiente. Entre otras, ratifica la prohibición de venta de cualquier producto de plástico fabricado con plástico oxodegradable, así como las microesferas de plástico de menos de 5 mm añadidas intencionadamente. Tal y como se indica en la misma, “es la primera vez que una ley estatal en materia de residuos dedica un título entero a esta fracción de residuos (BOE, 2022)”, incluyendo también una serie de regímenes de responsabilidad ampliada del productor, medidas de concienciación, requisitos de diseño para recipientes de plástico para bebidas y de recogida separada de botellas de plástico.

Sin embargo, a pesar de su anteriormente argumentada importancia, destaca la escasez de estudios que hayan abordado la presencia de MP en el suelo y en las aguas subterráneas en comparación con los ecosistemas marinos, estuarios, lagos o ríos (Gündoğdu *et al.*, 2023; Zhang *et al.*, 2023). Por ello, a partir de la recopilación de la información existente, este trabajo tiene como objetivos: i) evaluar el impacto de los usos del suelo y otros parámetros sobre la presencia de MP en el suelo y en el agua subterránea; ii) identificar las lagunas de información para guiar investigaciones futuras, y iii) analizar la metodología utilizada en los trabajos revisados en pro de la estandarización de los estudios.

Material y métodos

La recopilación de publicaciones y artículos científicos que abordan la temática se llevó a cabo utilizando bases de datos científicas de editoriales como Elsevier, Springer o MDPI (Multidisciplinary Digital Publishing Institute). Para ello se introdujeron una serie de palabras clave (*microplastics*, *soils*, *groundwater*, *critical review* y *land use*) en los motores de búsqueda académica ScienceDirect y Google. Asimismo, también se identificaron numerosos trabajos a partir de las citas presentes en las publicacio-

nes seleccionadas en primera instancia. De cada publicación revisada se extrajeron los datos, asociados a: i) la localización del estudio; ii) el uso del suelo y las fuentes potenciales de MP; iii) las propiedades físicas y/o químicas tanto del suelo como de las aguas subterráneas; iv) el procedimiento de muestreo (método, número de muestras, cantidad de muestra, profundidad y almacenamiento); v) el método analítico (extracción de MP, tratamiento de la muestra, identificación y cuantificación de MP); vi) el control de calidad para evitar la contaminación cruzada (ropa, muestras como blanco y control); vii) las características de los MP presentes (concentración o número, tipo, forma, tamaño y color), y viii) las principales conclusiones de cada estudio.

Se revisaron un total de 41 publicaciones de las que se extrajo la información anteriormente citada. Algunas de las publicaciones revisadas incluyen artículos de revisión que se utilizaron para cotejar la información extraída en primera instancia. Cuando se produjeron datos incoherentes para un mismo artículo, se llevó a cabo una verificación adicional en la publicación original.

Una vez extraídos todos los datos, la información se agrupó y procesó. En primer lugar, las publicaciones se agruparon en función del compartimento ambiental de muestreo, es decir, suelos y/o aguas subterráneas. De las 41 publicaciones revisadas, 34 abordan la presencia de MP en suelos (publicadas entre 2016 y 2022), 6 en aguas subterráneas (publicadas entre 2019 y 2022) y 1 en ambos medios (publicada en 2022). Dado que uno de los objetivos principales era determinar el impacto de los usos del suelo en la presencia de MP, se extrajeron 56 casos de estudio de las 35 publicaciones que analizan la presencia de MP en suelos, al existir publicaciones que describen la presencia de MP en suelos con más de una tipología de uso. En consecuencia, la información extraída se agrupó considerando 8 usos diferentes del suelo: desértico, ribereño (llanura aluvial), forestal, vía de comunicación, urbano, industrial, pastizal y agrícola. En los suelos agrícolas, dado que aglutinaban un importante número de casos, se realizó una subdivisión basada en las potenciales fuentes de entrada de plásticos asociadas a las prácticas agrícolas. Debido al limitado número de trabajos disponibles que evalúan los MP en aguas subterráneas y a la complejidad que implica realizar estudios hidrogeológicos detallados para poder saber el origen de los MP en las aguas subterráneas, no se realizó la agrupación de las publicaciones en función de los usos del suelo asociados al área de recarga de cada acuífero. Ya durante el procesamiento de los datos se homogeneizaron unidades, como el rango de tamaño de los MP (en mm) o la cantidad de MP en suelos (en mg/kg –miligramos de MP por kilogramo de suelo– o en MP/kg –número de MP por kilogramo de suelo–) y en aguas subterráneas (en partículas/l). Asimismo, para cada caso, sólo se extrajo la tipología predominante, es decir: color, forma, composición química o rango de tamaño. Finalmente, los datos se compilaron en una hoja de cálculo utilizando Microsoft Excel, para realizar gráficos o diagramas que facilitasen el análisis y la interpretación de la información.

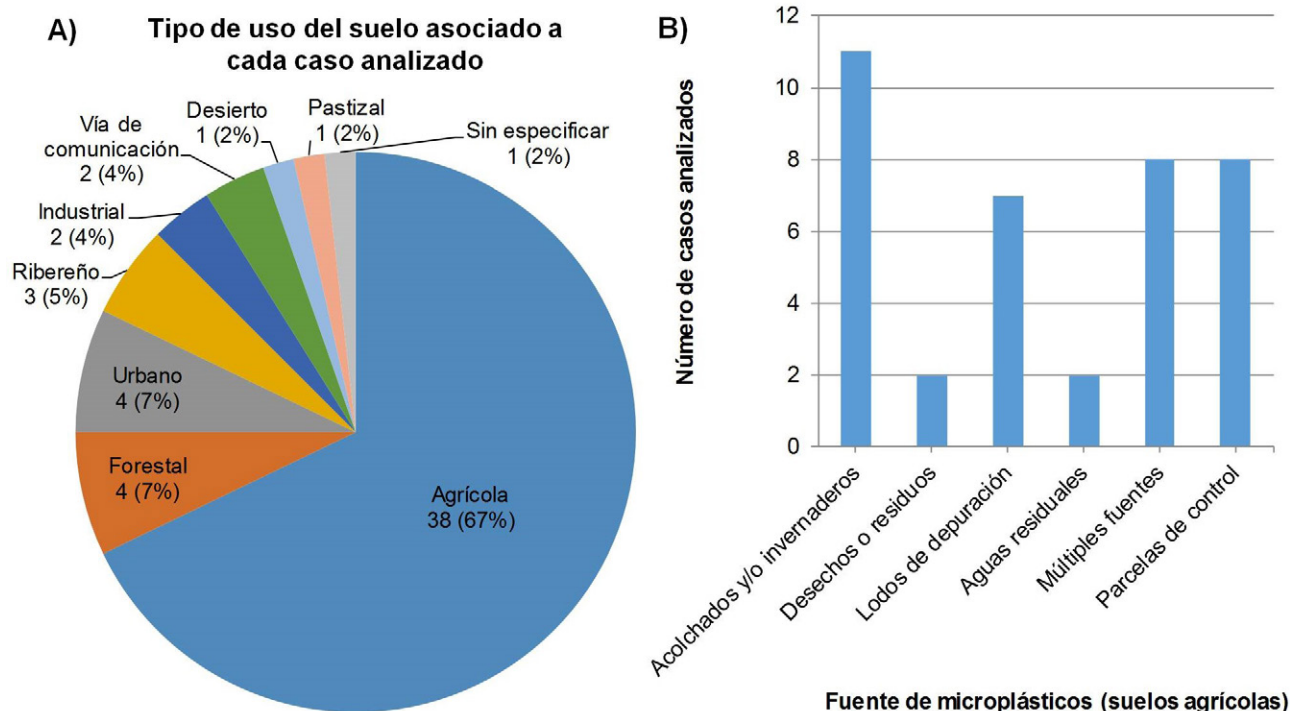


Fig. 1.- A) Número de casos analizados en suelos y porcentaje asociado, en función de cada tipología de uso del suelo. B) Número de casos analizados en suelos agrícolas en función de la potencial fuente de entrada de MP.

Resultados

Impacto de los usos del suelo sobre la presencia de MP en el suelo

Algo más de dos tercios de los 56 casos extraídos (Fig. 1A) que abordan la presencia de MP en suelos en función de la tipología de uso del suelo (Tabla 1) corresponden a estudios efectuados en suelos agrícolas (38 casos). Le siguen los de uso urbano y forestal (4 casos cada tipología), ribereño (3 casos), asociados a vías de comunicación y a uso industrial (2 casos cada uno) y, finalmente, los de uso desértico y de pastizal (1 caso cada tipología). Así mismo, también se incluye la única publicación revisada (Meixner *et al.*, 2020) en la que no se hace referencia al uso del suelo en el que se evaluó la presencia de MP. Dentro de la subdivisión realizada en los suelos agrícolas en función de la fuente de entrada de MP (Fig. 1B), se abordan casos asociados a: i) suelos con presencia de acolchado y/o invernaderos (11 casos); ii) múltiples fuentes de contaminación de MP –por ejemplo: acolchado, lodos y/o aguas residuales– (8 casos); iii) parcelas de control –es decir, sin aplicación plástica directa– (8 casos); iv) abonados con lodos de depuración (7 casos); v) con presencia de residuos o desechos superficiales (2 casos), y vi) regados con aguas residuales (2 casos).

Las 35 publicaciones revisadas abarcan un total de 17 países (Fig. 2). Algo más de un tercio del total han sido realizadas en suelos de China y prácticamente otro tercio se encuentran repartidas casi por igual entre Alemania, España e Irán. El tercio restante corresponde a estudios realizados en suelos de otros 13 países pertenecientes a Asia,

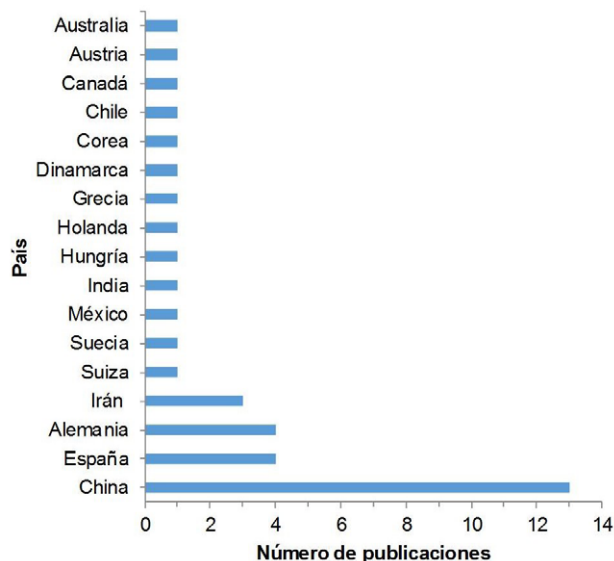


Fig. 2.- Número de publicaciones revisadas asociadas a cada país a partir de las cuales se evaluó la presencia de MP en suelos.

América, Oceanía y Europa.

Los 56 casos de estudio extraídos en función de la tipología de uso del suelo incluyen un total de 511 sitios de muestreo. Los que abordan la presencia de MP en suelos de uso agrícola suponen algo más de dos tercios (349) del total de sitios de muestreo (Fig. 3). No obstante, un sitio de muestreo puede llevar asociada la toma de muestras en más de un punto de muestreo. En ninguna de las publicaciones se ha cuantificado la presencia de MP a una profundidad superior a 10 cm en suelos de uso forestal, urbano, industrial y de pastizal, ni superior a 5 cm en suelos desérticos o

asociados a vías de comunicación (Fig. 3). La profundidad máxima de muestreo en suelos agrícolas está comprendida entre los 15 cm (relativa a los regados con aguas residuales) y los 160 cm (con presencia de acolchado plástico y/o invernaderos). La tipología de uso del suelo perteneciente a llanura aluvial (suelo ribereño) es en la que se ha alcanzado una máxima profundidad de muestreo de MP, de hasta 200 cm. No obstante, en 4 de las publicaciones revisadas no se hace referencia a la profundidad de muestreo considerada (lo que representa un 11,4% del total).

La tipología del suelo y/o a las propiedades físicas y/o químicas del mismo, únicamente se contemplan en 16 de las 35 publicaciones revisadas (Tabla 2). Más concretamente, en 15 de las publicaciones se especifica la tipología de suelo, asociado a su textura y/o estructura, y únicamente en 6

se hace mención a las propiedades físicas y/o químicas de los suelos en los cuales se analizó la presencia de MP. Los suelos asociados al uso como vías de comunicación y los agrícolas con presencia de residuos o desechos superficiales son los únicos en los cuáles no se evaluó la tipología del suelo en ninguna publicación. En ninguna de las publicaciones asociadas a suelos de uso desértico, vías de comunicación, industrial, ribereño (llanura aluvial), agrícolas (regados con aguas residuales, con presencia de residuos o desechos superficiales y de parcelas de control) y en la publicación en la que no se especificaba el uso del suelo, se analizaron las propiedades físicas y/o químicas del suelo. No obstante, en las publicaciones en las que sí se tuvieron en cuenta estos parámetros, la humedad del suelo (W) fue el más analizado, así como el carbono orgánico total (COT) y la materia orgánica

Uso del suelo	Publicación	Localización	Sitios	Prof. muestreo	Herramienta muestreo	Almacenamiento muestra	Contenido MP \bar{x} y/o (rango)	Técnica identific.	Tamaño predom.	Color predom.	Composición predom.	Forma predom.
Desértico	Abbasi <i>et al.</i> (2021)	Lut y Kavir (Irán)	21	0-5 cm.	Llana metálica	Frasco de vidrio	20 MP/kg (0-83 MP/kg)	μ -Raman	0,1-1 mm.	Negro-gris	PET	Fibra
Industrial	Fuller y Gautam (2016)	Sidney (Australia)	17	-	-	-	7764,7 mg/kg (300-67.500 mg/kg)	FTIR	< 1 mm	-	PVC	-
	Du <i>et al.</i> (2020)	Boading (China)	5	0-10 cm	Pala acero inoxidable	Papel aluminio	-	TOF-SIMS	< 0,02 mm	-	PA6 (nylon) y PP	-
Vía de comunicación	Dierkes <i>et al.</i> (2019)	Colonia (Alemania)	2	-	Pala acero inoxidable	Recipientes vidrio / aluminio	914,95±62,55 mg/kg	Pirólisis-GC/MS	-	-	PE	-
	Choi <i>et al.</i> (2021)	Yeoju (Corea del Sur)	19	0-5 cm	Barrena manual	Recipiente acero inoxidable	1108 MP/kg (Máx.: 3000 MP/kg)	FTIR	< 1 mm	Negro y amarillo	SBR	Fragmento
Pastizal	Rezaei <i>et al.</i> (2019)	Fars (Irán)	5	0-10 cm	-	-	0,18 mg/kg (0-0,68 mg/kg) 37,8 MP/kg (0-100 MP/kg)	Visual	< 0,1 mm	-	-	-
Urbano	Han <i>et al.</i> (2019)	Tianjin (China)	1	-	-	-	95 MP/kg	ATR-FTIR	0,1-3,2 mm	Blanco y verde	PP	Fragmento
	Zhou <i>et al.</i> (2019)	Wuhan (China)	7	0-5 cm	Pala de acero	Caja de aluminio	120.000 MP/kg (22.000-200.000 MP/kg)	Raman	0,01-0,1 mm	-	PE	Fragmento
	Du <i>et al.</i> (2020)	Boading (China)	2	0-10 cm	Pala acero inoxidable	Papel aluminio	-	TOF-SIMS	< 0,02 mm	-	PET	-
	Choi <i>et al.</i> (2021)	Yeoju (Corea del Sur)	5	0-5 cm	Barrena manual	Recipiente acero inoxidable	500 MP/kg	FTIR	< 1 mm	Negro	SBR	Fragmento
Forestal	Zhang y Liu (2018)	Kunming (China)	5	0-10 cm	Pala angosta	-	14.360 MP/kg (8180-18.100 MP/kg)	Visual	0,05-0,25 mm	-	-	Fibra
	Zhou <i>et al.</i> (2019)	Wuhan (China)	7	0-5 cm	Pala de acero	Caja de aluminio	410.000 MP/kg (96.000-690.000 MP/kg)	Raman	0,01-0,1 mm	-	PE	Fragmento
	Du <i>et al.</i> (2020)	Boading (China)	1	0-10 cm	Pala acero inoxidable	Papel aluminio	-	TOF-SIMS	0,02-0,035 mm	-	PET	-
	Choi <i>et al.</i> (2021)	Yeoju (Corea del Sur)	8	0-5 cm	Barrena manual	Recipiente acero inoxidable	160 MP/kg	FTIR	< 1 mm	Amarillo y negro	SIS	Fragmento
Ribereño (Llanura aluvial)	Scheurer y Bigalke (2018)	Suiza	29	0-5 cm	Útil de acero	Caja de aluminio	5 mg/kg (hasta 55,5 mg/kg - 593 MP/kg)	FTIR	0,125-0,5 mm	-	PE	-
	Amrutha y Warrior (2020)	Karnataka (SW India)	5	0-5 cm	Cuchara acero inoxidable	Aluminio (envoltura y recipiente)	5,63 mg/kg (0,59-10,86 mg/kg) / 84,45 MP/kg (26,61-205,06 MP/kg)	ATR-FTIR	1-5 mm	Blanco	PE	Fibras
	Weber y Opp (2020)	Hesse (Alemania)	12	0-200 cm	Perforación núcleo de pilotes	Bolsas de bioplástico de almidón de maíz	1,88 MP/kg (hasta 8,59 MP/kg)	ATR-FTIR	2-5 mm	Blanco	LDPE	Fragmento y película
Uso sin especificar	Meixner <i>et al.</i> (2020)	Austria / Sur de Alemania	11	-	-	-	12.553 MP/kg (2308-25.625 MP/kg)	Visual	0,005-1 mm	-	-	-
Uso del suelo	Publicación	Localización	Sitios	Prof. muestreo	Herramienta muestreo	Almacenamiento muestra	Contenido MP \bar{x} y/o (rango)	Técnica identific.	Tamaño predom.	Color predom.	Composición predom.	Forma predom.
Agrícola (acolchado plástico y/o invernaderos)	Rezaei <i>et al.</i> (2019)	Fars (Irán)	5	0-10 cm	-	-	1,2 mg/kg (0-2,8 mg/kg) 204,6 MP/kg (0-400 MP/kg)	Visual	<0,1 mm	-	-	-
	Ding <i>et al.</i> (2020)	Shanxi (China)	9	0-10 cm	Herramienta de acero	Botella de metal	2131 MP/kg (1430-3410 MP/kg)	FTIR	< 0,49 mm	-	PS-PE-PP-HDPE-PVC-PET	Fibra
	Feng <i>et al.</i> (2020)	Meseta Tibetana (China)	17	0-6 cm	Espátula de acero inoxidable	Bolsas de papel de aluminio	47,94 MP/kg (20-110 MP/kg)	Raman	< 0,1 mm	Transp.	PE	Película
	Huang <i>et al.</i> (2020)	Shihezi (China)	3	0-40 cm	-	Bolsas de aluminio	5 años: 80,3 MP/kg 15 años: 308 MP/kg 24 años: 1075,6 MP/kg	μ -FTIR	-	-	PE	-
	Zhang <i>et al.</i> (2020)	Haerbin (China)	4	0-30 cm	-	-	0,27 mg/kg (0-8,5 mg/kg) 107 MP/kg (0-800 MP/kg)	FTIR	> 0,1 mm	Blanco-transp.	PE	-
	Beriot <i>et al.</i> (2021)	Región de Murcia (España)	6	0-10 cm	-	-	2116 MP/kg	Visual	-	-	-	-
	Choi <i>et al.</i> (2021)	Yeoju (Corea del Sur)	68	0-5 cm	Barrena manual	Recipiente acero inoxidable	664 MP/kg (hasta 3440 MP/kg)	FTIR	< 1 mm	Negro	SBR-PP	Fragmento
	Isari <i>et al.</i> (2021)	Oeste de Grecia	10	0-30 cm	Pala de acero inoxidable	Recipiente aluminio	1 adición/año: 69 MP/kg (40-140 MP/kg) 2 adiciones/año: 301 MP/kg (189-556 MP/kg)	ATR-FTIR	0,5-5 mm	Negro	PE	Films fragment.
	Van Schothorst <i>et al.</i> (2021)	Sureste de España	1	0-30 cm	Barrena manual	-	2242 MP/kg	FTIR	0,1-0,2 mm	-	PE	-
	Rezaei <i>et al.</i> (2022)	Fars (Irán)	1	0-15 cm	Barrena	Papel de aluminio	380 MP/kg (40-830 MP/kg)	Raman	0,1-1 mm	Blanco-transp.	PET-Nailon	Fibra
Agrícola (residuos o desechos plásticos superficiales)	Sa'adu y Farsang (2022)	Szeged (SE de Hungría)	2	0-160 cm	Barrena metálica, pala y perforadora de pozos	Papel de aluminio	225 MP/kg (máx. 300 MP/kg a 40-60 cm y a 80-100 cm)	Raman	2-3 mm	-	-	Fibra
	Beriot <i>et al.</i> (2021)	Región de Murcia (España)	5	Muestras fecales	-	-	997 MP/kg	Visual	-	-	-	-
	Huerta Lwanga <i>et al.</i> (2017)	Península del Yucatán (México)	10	0-20 cm	-	-	870 MP/kg	Visual	< 0,02 mm	-	-	-

Uso del suelo	Publicación	Localización	Sitios	Prof. muestreo	Herramienta muestreo	Almacenamiento muestra	Contenido MP \bar{x} y/o (rango)	Técnica identific.	Tamaño predom.	Color predom.	Composición predom.	Forma predom.
Agrícola (todos de depuración)	Vollertsen y Hansen (2017)	Jutlandia (Dinamarca)	5	0-15 cm	Pala sembradora	-	6,2 mg/kg (0-16,5 mg/kg) / 82.000 MP/kg (máx. 165.000 MP/kg)	FTIR	0,01-0,13 mm	-	PP	-
	Ljung <i>et al.</i> (2018)	Malmö (Suecia)	2	0-20 cm	Pala	Baldes metálicos	Últimos 36 años: -1 t/ha/año: 0,32 mg/kg -3 t/ha/año: 3,4 mg/kg	ATR-FTIR- μ FTIR	0,01-0,5 mm	-	Poliéster	-
	Corradini <i>et al.</i> (2019)	Región de Santiago (Chile)	30	0-25 cm	Barrena metálica	Bolsas de PP y tras tamizado en frascos de PET	-1 aplicación: 1100 MP/kg / 1,37 mg/kg (0,73-2,18 mg/kg) -2 aplicaciones: 1600 MP/kg / 2,03 mg/kg (1,79-3,16 mg/kg) -3 aplicaciones: 1700 MP/kg / 2,22 mg/kg (0,57-4,56 mg/kg) -4 aplicaciones: 2300 MP/kg / 2,88 mg/kg (1,76-12,9 mg/kg) -5 aplicaciones: 3500 MP/kg / 4,38 mg/kg (1,79-10,3 mg/kg)	Visual	<1 mm	-	-	Fibra
	Crossman <i>et al.</i> (2020)	SE Ontario (Canadá)	3	0-15 cm	Sacatestigos acero inox.	Papel de aluminio	-1 aplic. previa: 102,5 MP/kg -2 aplic. previas: 541 MP/kg	ATR-FTIR	-	-	Poliéster	Fibra
	Van den Berg <i>et al.</i> (2020)	Valencia (España)	11	0-30 cm	Barrena	Bolsas de PP sellables	5190 MP/kg	μ FTIR	0,15-0,25 mm	-	PP	Fragmento
	Van Schothorst <i>et al.</i> (2021)	Holanda	2	0-30 cm	Barrena manual	-	888 MP/kg	FTIR	0,1-0,3 mm	-	PE	-
	Schell <i>et al.</i> (2022)	Madrid (España)	2	0-15 cm	Muestreador de núcleo de acero inoxidable - pala de metal	Frascos de vidrio	-1 aplicación 5 años antes: 330 MP/kg (226-412 MP/kg). Al año: 204 MP/kg (177-235 MP/kg) -1 aplicación reciente: 215 MP/kg (182-231 MP/kg). Al año: 211 MP/kg (138-288 MP/kg)	ATR-FTIR- μ FTIR	-Aplic. histórica: <1 mm -Aplic. reciente: >1 mm	-	Poliéster	Fibra
Agrícola (aguas residuales)	Rezaei <i>et al.</i> (2022)	Fars (Irán)	1	0-15 cm	Barrena	Papel de aluminio	510 MP/kg (200-1100 MP/kg)	Raman	0,1-1 mm	Blanco-transp.	PET-Nailon	Fibra
	Zhou <i>et al.</i> (2020)	Hangzhou Bay (China)	15	0-10 cm	Pala de acero inoxidable	Botella de vidrio	263 MP/kg	μ -FTIR	1-3 mm	-	PE y PP	Fragmento
Agrícola (múltiples fuentes)	Liu <i>et al.</i> (2018)	Shangai (China)	20	0-6 cm	-	Recipiente aluminio	70,25 MP/kg (hasta 275 MP/kg)	μ -FTIR	<1 mm	Negro y transp.	PP	Fibra
	Zhang y Liu (2018)	Kunming (China)	4	0-10 cm	Pala angosta	-	19,860 MP/kg (7100-42,960 MP/kg)	Visual	0,05-0,25 mm	-	-	Fibras
	Ly <i>et al.</i> (2019)	Shangai (China)	3	0-10 cm	Muestreador acero inox.	Recipiente aluminio	16,1 MP/kg	μ -FTIR	0,02-1 mm	Blanco	PE	Microfibra
Uso del suelo	Publicación	Localización	Sitios	Prof. muestreo	Herramienta muestreo	Almacenamiento muestra	Contenido MP \bar{x} y/o (rango)	Técnica identific.	Tamaño predom.	Color predom.	Composición predom.	Forma predom.
Agrícola (múltiples fuentes)	Zhou <i>et al.</i> (2019)	Wuhan (China)	10	0-5 cm	Pala de acero	Caja de aluminio	160.000 MP/kg (43000-620.000 MP/kg)	Raman	0,01-0,1 mm	-	PE	Fragmento
	Chen <i>et al.</i> (2020)	Wuhan (China)	20	0-5 cm	-	Caja de aluminio	2020 MP/kg (320-12.560 MP/kg)	micro-Raman	0,02-0,2 mm	Rojo-negro-verde	PA	Microesfera
	Du <i>et al.</i> (2020)	Boading (China)	4	0-10 cm	Pala de acero inoxidable	Papel de aluminio	-	TOF-SIMS	< 0,02 mm	-	PET-PP	-
	Yu <i>et al.</i> (2021)	Shandong (China)	45	0-25 cm	Pala de acero inoxidable	Caja de aluminio	1444 MP/kg (310-5698 MP/kg)	μ -FTIR	<0,5 mm	Transp.-Transl.	PP	Fragmento
	Zhou <i>et al.</i> (2020)	Hangzhou Bay (China)	15	0-10 cm	Pala de acero inoxidable	Botella de vidrio	571 MP/kg	μ -FTIR	1-3 mm	-	PE y PP	Fragmento
Agrícola (parcelas de control)	Vollertsen y Hansen (2017)	Jutlandia (Dinamarca)	5	0-15 cm	Pala sembradora	-	51 mg/kg (0,1-224 mg/kg) 236.000 MP/kg (53.000-528.000 MP/kg)	FTIR	0,02-0,245 mm	-	PE	-
	Ljung <i>et al.</i> (2018)	Malmö (Suecia)	1	0-20 cm	Pala	Baldes metálicos	0,30 mg/kg	ATR-FTIR- μ FTIR	0,01-0,5 mm	-	Poliéster	-
	Piehl <i>et al.</i> (2018)	Mittelfranken (Alemania)	1	0-5 cm	Utensilio acero inox.	Barriles de PE	0,34 MP/kg (0-1,25 MP/kg)	ATR-FTIR	2-5 mm	Blanco	PE	Fragmento y película
	Corradini <i>et al.</i> (2019)	Región de Santiago (Chile)	1	0-25 cm	Barrena metálica	Bolsas de PP y tras tamizado en frascos de PET	333 MP/kg (200-600 MP/kg)	Visual	-	-	-	-
	Crossman <i>et al.</i> (2020)	SE de Ontario (Canadá)	1	0-15 cm	Sacatestigos acero inox.	Papel de aluminio	4 MP/kg	ATR-FTIR	-	-	-	-
	Van den Berg <i>et al.</i> (2020)	Valencia (España)	5	0-30 cm	Barrena	Bolsas de PP sellables	2030 MP/kg	μ FTIR	0,15-0,25 mm	-	PP	Fragmento
	Sa'adu y Farsang (2022)	Szeged (SE de Hungría)	1	0-40 cm	Barrena metálica y pala	Papel de aluminio	75 MP/kg	Raman	-	-	-	Espuma
Schell <i>et al.</i> (2022)	Madrid (España)	1	0-15 cm	Muestreador de núcleo de acero inox. - pala de metal	Frascos de vidrio	57 MP/kg (31-84 MP/kg) Al año: 99 MP/kg (79-120 MP/kg)	ATR-FTIR- μ FTIR	> 1 mm	-	Acrílico	Fibra	

Tabla 1.- Casos que abordan la presencia de MP en suelos en función de la tipología de uso del suelo e información extraída de las publicaciones asociadas a los mismos. Nota: el significado de las abreviaturas relativas a las técnicas de identificación analítica y a la composición química de los MP se puede consultar en la Tabla 6.

(MO). Únicamente 1 publicación (Schell *et al.*, 2022) analizó también la porosidad del suelo (n), la densidad relativa (Dr) y su densidad aparente (Dap).

En todas las publicaciones en las que se menciona la herramienta para la toma de muestras de suelo se hace alusión a su composición metálica o asimilable, no haciéndose mención al útil de muestreo en 9 de ellas –lo que representa aproximadamente un 25% del total–. Una vez tomada la muestra, las tipologías de almacenamiento más utilizadas tras su recolección (Fig. 4A) son: un recipiente de aluminio o de acero inoxidable (en 12 publicaciones), en papel de aluminio (en 7 publicaciones) y en recipiente de vidrio (4 publicaciones). No obstante, en los trabajos de Corradini *et*

al. (2019) y de Van den Berg *et al.* (2020) se alude al almacenamiento de las muestras en bolsas plásticas de polipropileno (PP), y Piehl *et al.* (2018) las almacenan en barriles de polietileno (PE). En el caso de Corradini *et al.* (2019), tras el tamizado, las muestras se almacenan también en frascos de tereftalato de polietileno (PET). Indicar que Dierkes *et al.* (2019) utilizan recipientes de vidrio y aluminio, y Amrutha y Warrior (2020) utilizan recipientes y papel de aluminio, es decir, también dos tipos de almacenamiento. Sin embargo, en 10 publicaciones (28,6%) no se especifica el material u objeto utilizado para el almacenamiento de la muestra. Ya en el laboratorio, la mayoría de las 35 publicaciones totales (21) abordan la identificación de los MP mediante espectroscopía

Uso del suelo	Publicación	Tipo de suelo	Parámetros físicos y/o químicos
Desértico	Abbasi <i>et al.</i> (2021)	Arenosos a arcillosos	-
Industrial	Du <i>et al.</i> (2020)	Franco arenoso y franco	-
Pastizal	Rezaei <i>et al.</i> (2019)	Limoso-Arenoso	1,07-2,16% (W)
Urbano	Zhou <i>et al.</i> (2019)	-	12,76-24,47% (W) 4,47-33,9% (COT)
	Du <i>et al.</i> (2020)	Franco arenoso y franco	-
Forestal	Zhang y Liu (2018)	Gleysol (fangoso)	-
	Zhou <i>et al.</i> (2019)	-	13,52-42,78% (W) 17,25-67,81% (COT)
	Du <i>et al.</i> (2020)	Franco arenoso y franco	-
Ribereño (aluvial)	Weber y Opp (2020)	Limos y margas	-
Agrícola (acolchado plástico y/o invernaderos)	Rezaei <i>et al.</i> (2019)	Limoso-Arenoso	1,14-2,01% (W)
	Zhang <i>et al.</i> (2020)	Franco-arcilloso-limoso	17,47-28,57% (W)
	Van Schothorst <i>et al.</i> (2021)	Arenoso	-
	Rezaei <i>et al.</i> (2022)	Arenoso-Limoso	-
	Sa'adu y Farsang (2022)	Loess	-

Uso del suelo	Publicación	Tipo de suelo	Parámetros físicos y/o químicos
Agrícola (lodos de depuración)	Corradini <i>et al.</i> (2019)	Franco-Francoarenoso	1,3-4,3% (MO)
	Crossman <i>et al.</i> (2020)	Francoarenoso	-
	Van Schothorst <i>et al.</i> (2021)	Arena arcillosa-arcilla marina	-
	Schell <i>et al.</i> (2022)	Limoso	42,22% (n) 2,31 g/cm ³ (Dr) 1,22 g/cm ³ (Dap) 1,22-2,6% (MO)
Agrícola (aguas residuales)	Rezaei <i>et al.</i> (2022)	Marga	-
Agrícola (múltiples fuentes)	Zhang y Liu (2018)	Arcilloso-Fangoso	-
	Zhou <i>et al.</i> (2019)	-	11,64-50,79% (W) 6,14-26,87% (COT)
	Du <i>et al.</i> (2020)	Francoarenoso y franco	-
	Yu <i>et al.</i> (2021)	Arenoso-Limoso	-
Agrícola (control)	Piehl <i>et al.</i> (2018)	Alto contenido en arcilla	-
	Corradini <i>et al.</i> (2019)	Franco-Francoarenoso	-
	Crossman <i>et al.</i> (2020)	Francoarenoso	-
	Sa'adu y Farsang (2022)	Loess	-
Uso no indicado	Meixner <i>et al.</i> (2020)	Granular	-

Tabla 2.- Tipología de suelo, asociada a su textura y/o estructura, y parámetros físicos y/o químicos del mismo extraídos en suelos para cada tipología de uso del suelo de aquellas publicaciones en las que consta dicha información. El significado de las abreviaturas asociadas a los parámetros físicos y/o químicos del suelo es el siguiente: W (humedad del suelo), COT (carbono orgánico total), MO (materia orgánica), n (porosidad del suelo), Dr (densidad relativa del suelo) y Dap (densidad aparente del suelo).

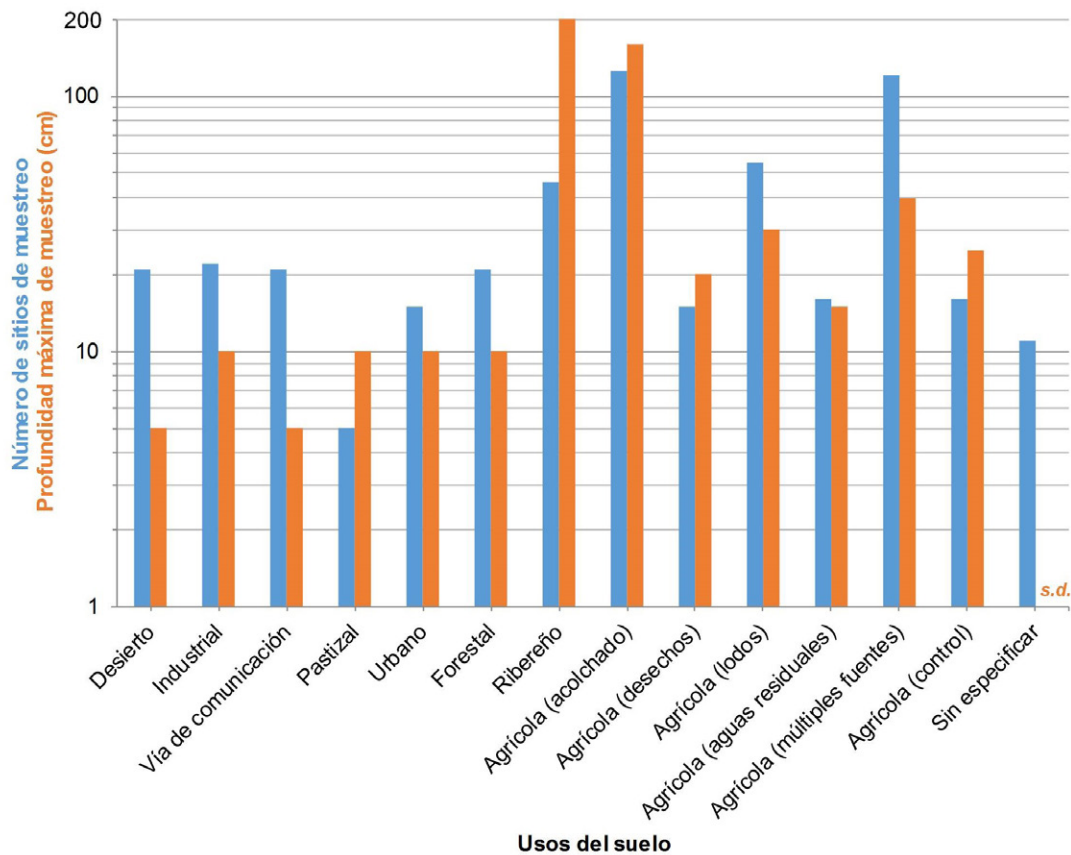


Fig. 3.- Número de sitios de muestreo (en azul) y profundidad máxima alcanzada en centímetros durante el muestreo (en naranja) en los suelos de cada tipo de uso del suelo. Nota: escala logarítmica en eje vertical y "s.d." significa sin datos disponibles para dicho uso del suelo.

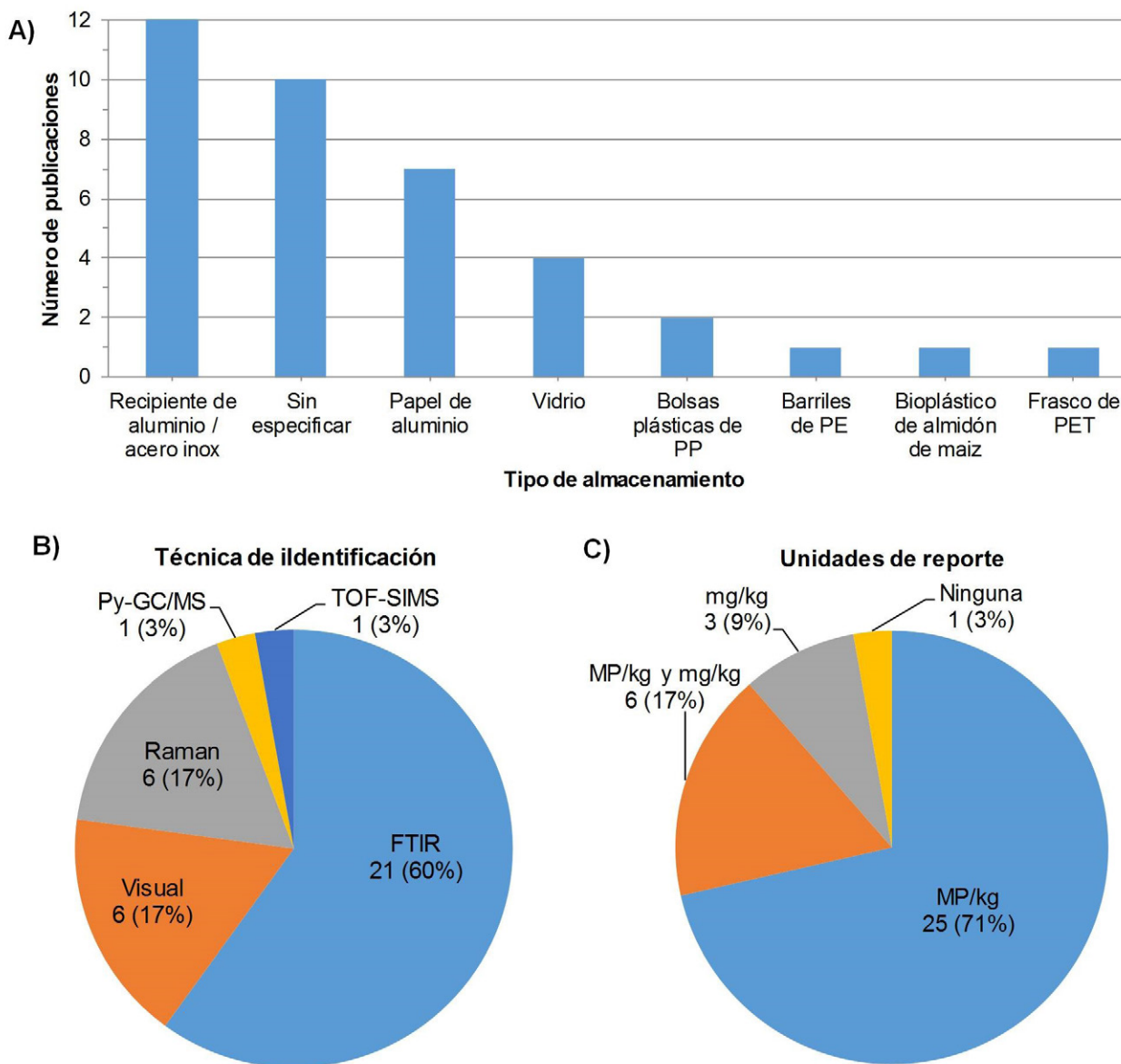


Fig. 4.- A) Tipología de almacenamiento de las muestras de suelo tras su recolección asociado a cada publicación. B) Técnica de identificación de los MP utilizada en cada una de las publicaciones analizadas, y porcentaje asociado. C) Unidades utilizadas para la cuantificación de los MP en cada una de las publicaciones revisadas, y porcentaje asociado. Nota: el significado de las abreviaturas relativas a las técnicas de identificación analítica y a la composición química de los MP se puede consultar en la Tabla 6.

de infrarrojos por transformada de Fourier (FTIR) (Fig. 4B). La identificación Raman y la visual han sido utilizadas en 6 trabajos cada una. Dierkes *et al.* (2019) emplearon pirólisis acoplada a cromatografía de gases y espectrometría de masas (Py-GC/MS) y Du *et al.* (2020) analizaron mediante espectrometría de masas de iones secundarios por tiempo de vuelo (TOF-SIMS). Del total de las publicaciones en las que se cuantifica la presencia de MP (34), 25 de ellas reportan los resultados en MP/kg y 3 en mg/kg (Fig. 4C). En las 6 publicaciones restantes se reporta la cuantificación en ambas unidades. La publicación de Du *et al.* (2020) es la única en la que no se cuantifica la presencia de MP, y por tanto no se reportan unidades.

En promedio, la menor concentración de MP reportada en MP/kg es de 0,34 en suelos agrícolas de control en Alemania (Piehl *et al.*, 2018). A ella le sigue una concentración

promedio de 1,88 MP/kg en suelos de llanuras aluviales alemanas (Weber y Opp, 2020) y de 4 MP/kg en un suelo agrícola de control canadiense (Crossman *et al.*, 2020). En contraposición, la mayor concentración promedio de MP reportada en MP/kg es de 410.000 en un suelo forestal chino (Zhou *et al.*, 2019). En menor cuantía, le sigue una concentración promedio de 236.000 MP/kg en suelos agrícolas de control en Dinamarca (Vollertsen y Hansen, 2017) y de 160.000 MP/kg en un suelo agrícola chino con múltiples fuentes de contaminación por microplásticos (Zhou *et al.*, 2019). El conjunto de valores promedio (máximos y mínimos) para cada tipología de uso del suelo, en función de las unidades de reporte, se indican en la Tabla 3. Considerando los valores unitarios en aquellos casos en los que se ha podido extraer el rango, se ha cuantificado un valor de 0 MP/kg en los suelos desérticos (Abbasi *et al.*, 2021) y

Uso del suelo	Rango de valores promedio	
	MP/kg	mg/kg
Desierto	20	-
Industrial	-	7764,7
Vía de comunicación	1108	914,95
Pastizal	37,8	0,18
Urbano	95 - 120.000	-
Forestal	160 - 410.000	-
Ribereño	1,88 - 84,45	5 - 5,63
Agrícola (acolchado)	47,94 - 2242	0,27 - 1,2
Agrícola (desechos)	870 - 997	-
Agrícola (lodos)	102,5 - 82.000	0,32 - 6,2
Agrícola (aguas residuales)	263 - 510	-
Agrícola (múltiples fuentes)	16,1 - 160.000	-
Agrícola (control)	0,34 - 236.000	0,3 - 51
Sin especificar	12.553	-

Tabla 3.- Rango de valores promedio máximos y mínimos extraídos en suelos para cada tipología de uso del suelo, en función de las unidades de reporte. Nota: cuando solo figura un valor promedio para una tipología de uso del suelo es porque es el único existente.

pastizales iraníes (Rezaei *et al.*, 2019), en un suelo agrícola asociado a tierras de cultivo en China (Zhang *et al.*, 2020) y en un suelo agrícola de control alemán (Piehl *et al.*, 2018) –el mismo en el que se obtuvo la mínima concentración promedio–. Por el contrario, el máximo valor cuantificado corresponde a 690.000 MP/kg, asociado a un suelo forestal chino (Zhou *et al.*, 2019) en el que además se obtuvo la mayor concentración promedio.

Como se apreciaba en la Tabla 3, la menor concentración promedio de MP reportada en mg/kg es de 0,18 en suelos de pastizal en Irán (Rezaei *et al.*, 2019). A ella le sigue una concentración promedio de 0,27 mg/kg en suelos asociados a tierras de cultivo en China (Zhang *et al.*, 2020) y de 0,3 mg/kg en un suelo agrícola de control seco (Ljung *et al.*, 2018). En contraposición, la mayor concentración de MP reportada en mg/kg es de 7764,7 en un suelo industrial de Australia (Fuller y Gautam, 2016). En menor cuantía, le sigue una concentración promedio de 914,95 mg/kg en suelos asociados a una vía de comunicación alemana (Dierkes *et al.*, 2019) y de 51 mg/kg en un suelo agrícola de control danés (Vollertsen y Hansen, 2017), el cual también destacó por la elevada concentración de MP (236.000 MP/kg). Considerando los valores unitarios en aquellas publicaciones en las que se ha podido extraer el rango, se ha cuantificado un valor nulo de MP reportado en mg/kg –al igual que ocurrió para MP/kg– en alguna muestra asociada a los suelos de pastizales iraníes (Rezaei *et al.*, 2019) y en un suelo agrícola asociado a tierras de cultivo en China (Zhang *et al.*, 2020). Así mismo, también se obtuvo un valor de 0 mg/kg en alguna muestra de suelo asociada a suelos agrícolas daneses abonados con lodos de depuración (Vollertsen y Hansen, 2017). Por el contrario,

el máximo valor cuantificado corresponde a 67.500 mg/kg, asociado a un suelo industrial australiano (Fuller y Gautam, 2016) –el mismo en el que se obtuvo la máxima concentración promedio–.

En cuanto al tamaño de los MP detectados, este no se cuantificó en 6 de las publicaciones –lo que representa aproximadamente un 22,9% del total–. En primer lugar, se ha obtenido el rango de tamaño predominante, a partir del valor de tamaño predominante máximo y mínimo extraído del conjunto de los casos asociados a una misma tipología de uso del suelo (Fig. 5). No obstante, para diversas tipologías de uso del suelo no se ha podido establecer un valor mínimo de tamaño predominante –y por consiguiente el rango–, por lo que únicamente se ha especificado el valor máximo de tamaño predominante. En consecuencia, el valor máximo del tamaño predominante de los MP es, en todos los casos, inferior a 1 mm en suelos desérticos, forestales, asociados a vías de comunicación y de uso industrial, llegando a ser inferior a 0,1 mm en suelos de pastizal. Por el contrario, en suelos ribereños el valor máximo del tamaño predominante es de 5 mm, algo superior a los 3,2 mm considerados para suelos urbanos. En lo relativo a suelos de uso agrícola, se establece en 5 mm el valor máximo del tamaño predominante de los MP en suelos asociados a parcelas de control, en suelos abonados con lodos de depuración y en suelos con presencia de acolchado y/o invernaderos. Dicho valor es de 3 mm en suelos agrícolas regados con aguas residuales y en suelos agrícolas con presencia de múltiples fuentes de contaminación por microplásticos,

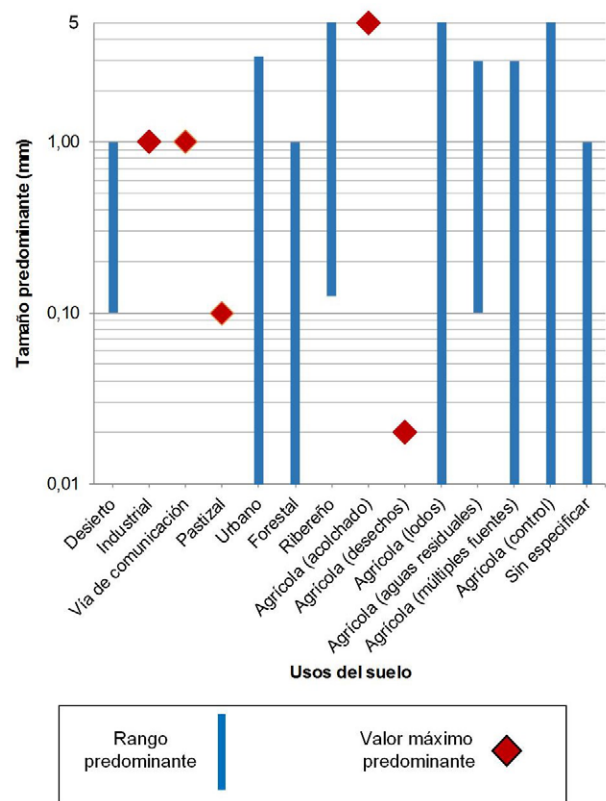


Fig. 5.- Tamaño predominante de los MP asociado a cada tipología de uso del suelo. Nota: escala logarítmica en eje vertical.

Uso del suelo	Composición química predominante								Formas predominantes					Colores predominantes				
	PE	PP	PET	SBR	Nailon	Poliéster	PVC	SIS	Fragmento	Fibra	Película	Espuma	Microesfera	Blanco-Transparente	Negro-gris	Amarillo	Verde	Rojo
Desierto			X							X				X	X			
Industrial		X			X		X				s.d.				s.d.			
Vía de comunicación	X			X					X						X		X	
Pastizal						s.d.					s.d.				s.d.			
Urbano	X	X	X	X					X					X	X			X
Forestal	X		X					X	X	X					X		X	
Ribereño	X								X	X	X			X				
Agrícola (acolchado)	X	X	X						X	X	X			X	X			
Agrícola (desechos)						s.d.					s.d.				s.d.			
Agrícola (lodos)	X	X				X			X	X					s.d.			
Agrícola (aguas residuales)	X	X	X		X		X		X	X				X				
Agrícola (múltiples fuentes)	X	X	X						X	X			X	X			X	X
Agrícola (control)	X	X				X			X	X	X	X		X				
Sin especificar			X								s.d.				s.d.			

Tabla 4.- Composición química, forma y color predominante de los MP extraída en suelos para cada tipología de uso del suelo. Nota: “s.d.” significa sin datos disponibles para dicho uso del suelo. El significado de las abreviaturas relativas a la composición química de los MP se puede consultar en la Tabla 6.

llegando a ser inferior a 0,02 mm en suelos con presencia de residuos o desechos plásticos superficiales. El tamaño mínimo del rango predominante es del orden de 0,01 mm en suelos de uso forestal, urbano y agrícola, salvo en los suelos regados con aguas residuales –donde, al igual que en suelos desérticos y ribereños, es del orden de 0,1 mm–. Por último, en los suelos agrícolas con presencia de acolchado, residuos o desechos plásticos superficiales no se ha podido establecer un valor mínimo de tamaño predominante, al igual que en los suelos asociados a vías de comunicación, industriales y de pastizal.

Considerando que no existe ningún dato sobre la composición química de los MP asociados a suelos de pastizal y a los agrícolas con presencia de residuos o desechos plásticos superficiales, el PE es el único tipo de plástico predominante que está presente en suelos de la práctica totalidad de las tipologías de uso, salvo en suelos de uso industrial y desérticos (Tabla 4). Así mismo, también se detecta la presencia de PP como compuesto químico predominante en los suelos de uso agrícola, al igual que en los de uso urbano e industrial. Por otra parte, indicar que el PET también es otro compuesto químico predominante en la práctica totalidad de las tipologías consideradas para uso agrícola y en suelos de tipo desértico, forestal y urbano. Por último, destaca la presencia de otros compuestos químicos predominantes asociados a usos del suelo más concretos, como: i) caucho de estireno-butadieno (SBR), en suelos urbanos y asociados a vías de comunicación; ii) nailon, en suelos industriales y agrícolas regados con aguas residuales; iii) poliéster, en suelos agrícolas de control y abonados con lodos de depuración; iv) policloruro de vinilo (PVC), en suelos de uso industrial y agrícolas regados con aguas residuales; y v) estireno-isopropeno-estireno (SIS), en suelos de uso forestal. No obstante, en 8 publicaciones no se hace mención alguna a la composición química de los MP existentes –lo que representa aproximadamente un 23% del total–.

La forma predominante de los MP según los usos del suelo, se muestra en la Tabla 4. No se dispone de ningún

dato asociado a suelos de uso industrial y de pastizal, así como de suelos agrícolas con presencia de residuos o desechos plásticos superficiales. Para el resto de usos del suelo, los fragmentos constituyen la forma o una de las formas predominantes de los MP detectados, con excepción de los suelos desérticos, caracterizados por el predominio único de las fibras. Se detectó también la presencia de fibras como forma predominante en los suelos de uso agrícola, al igual que en los de uso forestal y ribereño. Por último, también se detectó la presencia de películas como forma predominante en suelos de uso ribereño y en los agrícolas de control y con presencia de acolchado plástico y/o invernaderos. No obstante, en 15 de las publicaciones revisadas no se hace mención alguna a la forma que pudieran tener los MP, lo que representa un porcentaje notable –próximo al 43%– con respecto al total.

El color de los MP identificados no se indica en el 60% del total de las publicaciones revisadas (Tabla 4). En el 40% restante, indiscutiblemente, el blanco-transparente es un color predominante en la práctica totalidad de los usos del suelo, a excepción de los suelos de uso forestal y asociados a vías de comunicación, en los que predominan el negro y el amarillo. No se dispone de ningún dato asociado al color de los MP existentes en suelos de uso industrial y de pastizal, al igual que en suelos agrícolas abonados con lodos de depuración y con presencia de residuos o desechos plásticos superficiales. Así mismo, el negro es uno de los colores predominantes también en suelos agrícolas con presencia de acolchado plástico, al igual que en suelos agrícolas asociados a múltiples fuentes de contaminación microplástica, identificándose su presencia también como color predominante en suelos desérticos o de uso urbano. No obstante, el color de los MP podría alterarse durante el proceso de degradación de los mismos, pudiendo ser la causa de que en algunos casos predomine un color más blanquecino o transparente.

De modo genérico, en suelos ribereños (asociados a llanuras aluviales) destaca: i) la presencia de PE como compuesto químico predominante; ii) el color blanco de los MP; y iii) su reducido rango de tamaño predominante

–comprendido entre 0,125 mm (mínimo) y 5 mm (máximo)–. En lo que respecta a los suelos de uso urbano y asociados a vías de comunicación destaca el fragmento como forma predominante. Sin embargo, los suelos desérticos se caracterizan por la presencia más acentuada de fibras. Por último, en lo relativo a suelos de uso agrícola: i) la presencia de MP de poliéster y fibras predominan en los suelos abonados con lodos de depuración; y ii) la presencia de MP de PE y color transparente predominan en suelos con presencia de acolchado plástico y/o invernaderos. Finalmente, los suelos de uso agrícola asociados a múltiples fuentes de contaminación por microplásticos destacan por la presencia predominante de fibras y fragmentos y de MP de PP y de PE.

Impacto de la presencia de MP en el agua subterránea

La revisión de las 7 publicaciones disponibles (Tabla 5) permite señalar que, salvo en el caso de la India, donde existen dos publicaciones que abordan la presencia de MP en aguas subterráneas, el resto corresponden a estudios realizados en otros cinco países pertenecientes a Europa (Alemania y Hungría), Asia (China), América (Estados Unidos) y Oceanía (Australia). Asociados a dichas publicaciones, se tomaron muestras de aguas subterráneas de 86 sitios de muestreo: 30 en Alemania, 27 en la India, 17 en Estados Unidos, 7 en Australia, 3 en Hungría y 2 en China (Fig. 6).

La litología asociada a los acuíferos de las publicaciones revisadas se caracteriza por la presencia de rocas detríticas (Su *et al.*, 2021) o carbonatadas (complejos kársticos con presencia de discontinuidades, conductos o sumideros –Samandra *et al.*, 2022–). Únicamente Samandra *et al.* (2022) y Panno *et al.* (2019) hacen mención a la tipología

del acuífero existente, siendo en ambos casos de carácter libre. No obstante, en 3 de las 7 publicaciones revisadas no se hace referencia a la tipología de los acuíferos estudiados y/o a la litología asociada.

La profundidad de muestreo de las aguas subterráneas es muy variable y no se menciona en dos de las publicaciones revisadas, siendo lo habitual disponer de, al menos, alguna muestra tomada a nivel superficial (manantiales) o subsuperficial (entre 1 y 2 m). La profundidad máxima de muestreo oscila entre los 5 y los 30 m, pudiendo alcanzar los 60 m en el acuífero asociado al complejo kárstico de Illinois (Estados Unidos). Por tanto, se necesita utilizar instrumental de muestreo específico que únicamente se ha indicado en dos publicaciones. Así, solamente se especifica el uso de un achicador de acero inoxidable unido a una cuerda de poliamida (PA) trenzada en una publicación y de una bomba de teflón de 12 V en otra.

Una vez tomada la muestra, en la mayor parte de las publicaciones se alude a su almacenamiento en botellas de vidrio (Fig. 7A). No es el caso de los trabajos de Panno *et al.* (2019) y de Sa'adu y Farsang (2022), en los que se indica la utilización de botellas de plástico para el almacenamiento de las muestras de agua subterránea. Así mismo, es importante hacer mención al volumen de muestra considerado en cada trabajo a efectos de representatividad, el cual varió notablemente: i) desde 1 o 2 litros muestreados y/o procesados únicamente (Ganesan *et al.*, 2019; Panno *et al.*, 2019; Samandra *et al.*, 2022; Sa'adu y Farsang, 2022); ii) prosiguiendo por los 20 litros tomados por Selvam *et al.* (2021), y iii) finalizando en los 300-1000 litros procesados por Mintenig *et al.* (2019). Únicamente en el trabajo de Su *et al.* (2021) no se hace mención al volumen muestreado y/o procesado. De las 7 publicaciones totales, la mayoría (4) abordan la identificación de los MP en laboratorio mediante FTIR (Fig. 7B), habiéndose utilizado también la identificación mediante láser infrarrojo directo (LDIR) (Samandra *et al.*, 2022), Py-GC/MS (Panno *et al.*, 2019) y Raman (Sa'adu y Farsang, 2022).

En todas las publicaciones en las que se cuantifica la presencia de MP (6) se reportan los resultados en partículas por litro o unidad homogeneizable. En promedio, la menor concentración de MP reportada es de 0,00033 partículas/l en las aguas subterráneas tomadas a 30 m de profundidad en Alemania (Mintenig *et al.*, 2019). En contraposición, la mayor concentración promedio de MP reportada es de 38 partículas/l en un acuífero libre de Australia (Samandra *et al.*, 2022). Las cuatro publicaciones restantes reportan unas concentraciones promedio comprendidas entre 2,3 partículas/l (Sa'adu y Farsang, 2022) y 6,4 partículas/l (Panno *et al.*, 2019). De acuerdo a los valores unitarios asociados al rango indicado en cada publicación, se ha cuantificado un valor de 0 partículas/l en cuatro de las publicaciones (Panno *et al.*, 2019; Mintenig *et al.*, 2019; Selvam *et al.*, 2021; Sa'adu y Farsang, 2022). Por el contrario, el máximo valor cuantificado corresponde a 97 partículas/l, asociado a las aguas subterráneas de un área industrial australiana en el que la recarga del acuífero se produce a través de la infiltración vertical directa desde la superficie (Samandra *et al.*, 2022) y en el que además se obtuvo la mayor concentración promedio. Así, en esa región, la concentración

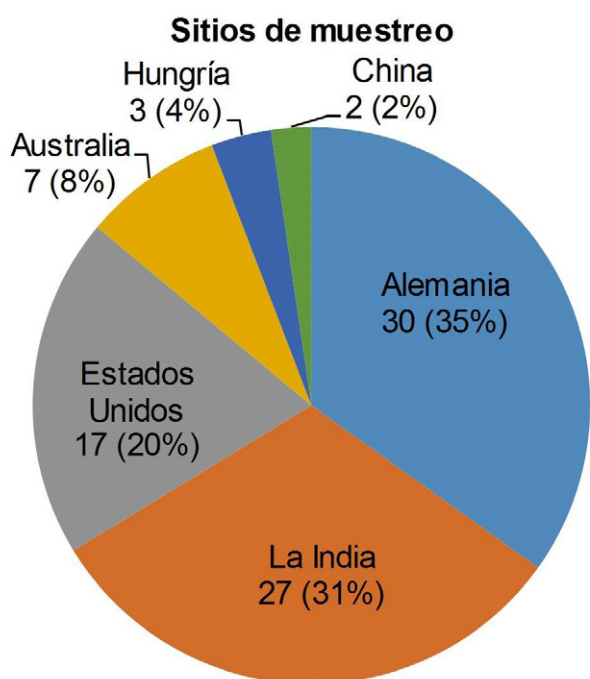


Fig. 6.- Número de sitios de muestreo por cada país, y porcentaje asociado, a partir de los cuales se evaluó la presencia de MP en aguas subterráneas.

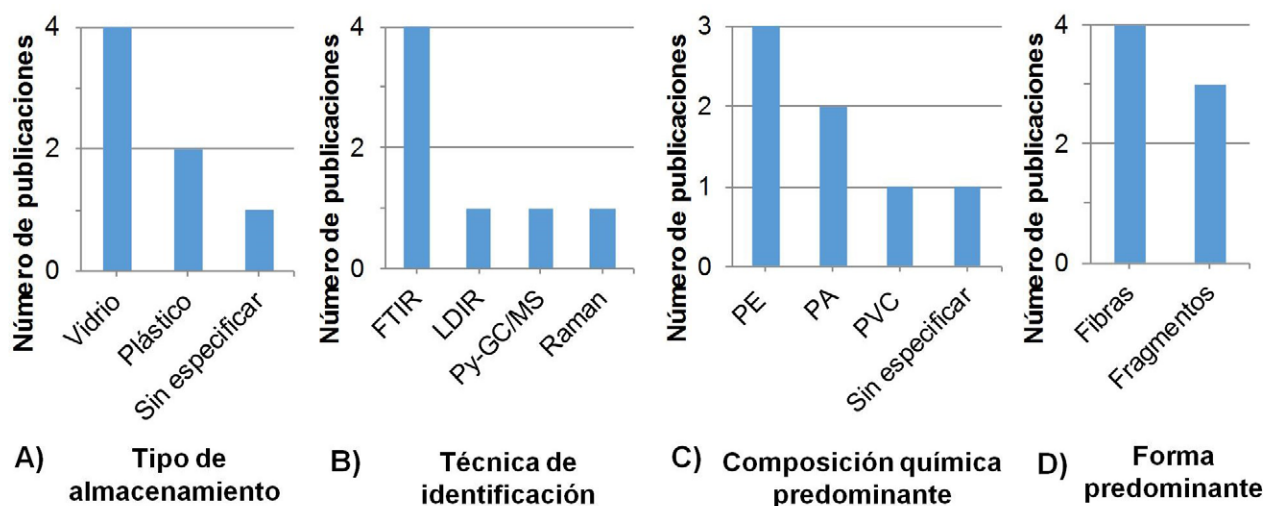


Fig. 7.- Número de publicaciones en aguas subterráneas asociadas a: A) cada tipología de almacenamiento de las muestras tras su toma; B) cada técnica de identificación de los MP utilizada; C) cada composición química predominante de los MP; y D) a cada forma predominante de los MP detectados. Nota: el significado de las abreviaturas relativas a las técnicas de identificación analítica y a la composición química de los MP se puede consultar en la Tabla 6.

de MP relativa a un punto sin fuentes de potencial contaminación *in situ* sería de 16 partículas/l.

El tamaño máximo predominante de los MP es inferior a 2,5 mm en todos los casos. Por el contrario, es necesario reseñar que existe un límite de tamaño, en función del método analítico, por debajo del cual no es posible cuantificar la presencia de micro-nanoplásticos. En el caso de las publicaciones seleccionadas, asociado al tamiz o filtro utilizado, este límite de tamaño es de: i) 0,00045 mm (Ganesan *et al.*, 2019; Panno *et al.*, 2019; Sa'adu y Farsang, 2022; Su *et al.*, 2021); ii) 0,003 mm (Mintening *et al.*, 2019); iii) 0,015 mm (Samandra *et al.*, 2022), y iv) 0,05 mm (Selvam *et al.*, 2021). No obstante, solamente 1 publicación (Mintening *et al.*, 2019) también hace referencia al límite inferior de detección del propio equipo utilizado en laboratorio, indicando que únicamente cuantifica MP mayores de 0,02 mm.

En consecuencia, el tamaño mínimo del rango predominante llegó a ser del orden de 0,018 mm en las aguas subterráneas de la región australiana de Victoria (Samandra *et al.*, 2022). Además, de esta publicación se puede extraer que el tamaño promedio predominante de los MP aumenta progresivamente desde las aguas subterráneas asociadas a suelos de uso industrial (0,068 mm), a los de uso urbano (0,089 mm) y agrícola (0,096 mm).

La composición química predominante de los MP detectados en las aguas subterráneas es el PE. No obstante, también queda patente la presencia como composición química predominante de PA –en 2 publicaciones– y del PVC –en 1 publicación– (Fig. 7C), siendo el trabajo de Sa'adu y Farsang (2022) el único que no hace ningún tipo de alusión a la composición de los MP detectados. La forma predominante de los MP (Fig. 7D) son las fibras (4 publi-

Publicación	Localización	Uso del suelo	Sitios	Prof. muestreo	Vol. muestra / Tamaño filtrado	Herramienta muestreo	Almacenam. muestra	Contenido MP \bar{x} y/o (rango)	Técnica identific.	Tamaño predom.	Color predom.	Composición predom.	Forma predom.
Ganesan <i>et al.</i> (2019)	Tamil Nadu (India)	Agrícola, urbano e industrial	3	-	1 l (procesado) / 0,00045 mm	-	Botellas de vidrio	5 part./l (4-7 part./l)	FTIR	-	Blanco y amarillo	PA	Fragmento
Mintening <i>et al.</i> (2019)	Holdorf (Alemania)	-	3	30 m	300–1000 l (procesado) / 0,003 mm	-	Botellas de vidrio y cierre con papel aluminio	0,00033 part./l (0-0,001 part./l)	FTIR-FPA	0,05-0,15 mm	-	PE	Fragmento
Panno <i>et al.</i> (2019)	Illinois (EE. UU.)	Agrícola y urbano	17	0– <65 m	2 l (muestreado) / 0,00045 mm	-	Botellas de HDPE	6,4 part./l (0-15,2 part./l)	Pirólisis-GC/MS	< 1,5 mm	Azules y/o transp.	PE	Fibra
Selvam <i>et al.</i> (2021)	Tamil Nadu (India)	Región agrícola e industrial	24	2-5 m	20 l (muestreado) / 0,05 mm	Bomba de teflón de 12V	Frascos de vidrio	4,2 part./l (0-10,1 part./l)	ATR- μ FTIR-AFM	< 1 mm Total: (0,12–2,5 mm)	Transp.	PE	Fibra
Su <i>et al.</i> (2021)	Shandong (China)	Agrícola	2	-	- / 0,00045 mm	-	-	-	FTIR	-	-	PA	Fibra
Samandra <i>et al.</i> (2022)	Victoria (Australia)	Agrícola, industrial y urbano	7	2-29 m	1 l (muestreado / procesado) / 0,015 mm	Achicador de acero inoxidable unido a una cuerda de poliamida (PA) trenzada	Botellas de vidrio ámbar	Promedio total: 38 part./l Uso agrícola: 32 part./l (23-40 part./l) Uso industrial: 97 part./l Uso urbano: 27 part./l Sin fuentes <i>in situ</i> : 16 part./l	LDIR	Total: 0,089 mm (0,018-0,491 mm) Agrícola: 0,096 mm Industrial: 0,068 mm Urbano: 0,089 mm	-	Total: PVC Agrícola: PE Industrial: PVC Urbano: PE Sin fuentes <i>in situ</i> : PVC	Fragmento
Sa'adu y Farsang (2022)	Szeged (SE de Hungría)	Agrícola	3	1 m	1 l (muestreado) / 0,00045 mm	-	Botellas de plástico	2,3 part./l (0-5 part./l)	Calor- aguja / Raman	-	-	-	Fibra

Tabla 5.- Información extraída de las publicaciones que abordan la presencia de MP en el agua subterránea. Nota: el significado de las abreviaturas relativas a las técnicas de identificación analítica y a la composición química de los MP se puede consultar en la Tabla 6.

	Abreviatura	Significado
Técnicas de identificación analítica	AFM	Microscopía de fuerza atómica
	ATR	Reflectancia total atenuada
	FPA	Detector de matriz de plano focal
	FTIR	Espectroscopía de infrarrojos por transformada de Fourier
	Py-GC/MS	Cromatografía de gases por pirólisis / espectrometría de masas
	LDIR	Láser infrarrojo directo
Composición química	TOF-SIMS	Espectrometría de masas de iones secundarios por tiempo de vuelo
	HDPE	Polietileno de alta densidad
	PA	Poliamida
	PA6	Poliamida 6 o nailon 6
	PE	Polietileno
	PET	Tereftalato de polietileno
	PP	Polipropileno
	PS	Poliestireno
	PVC	Policloruro de vinilo
	LDPE	Polietileno de baja densidad
	SBR	Caucho de estireno-butadieno
	SIS	Estireno-isopropeno-estireno

Tabla 6.- Significado de las abreviaturas utilizadas en este trabajo relativas a las técnicas de identificación analítica y a la composición química de los MP.

caciones), seguidas exclusivamente de los fragmentos (3 publicaciones).

Únicamente, en 3 de las publicaciones se hace referencia al color de los MP presentes en las aguas subterráneas, siendo el transparente el color predominante. No obstante, en menor medida, también se hace referencia a la presencia de MP de color blanco, azul y amarillo.

Con respecto al mecanismo de ingreso de los MP en las aguas subterráneas, se plantean mayoritariamente tres casuísticas: i) infiltración desde el suelo a partir de residuos, desechos superficiales, acolchados, fertilizantes, etc. –actuando como vías de transporte las grietas, fracturas, conductos o sumideros– (Ganesan *et al.*, 2019; Panno *et al.*, 2019; Selvam *et al.*, 2021; Samandra *et al.*, 2022; Sa'adu y Farsang, 2022); ii) infiltración desde escorrentía superficial, efluentes o alcantarillado (Panno *et al.*, 2019; Selvam *et al.*, 2021), y iii) contaminación atmosférica durante el muestreo (Mintenig *et al.*, 2019; Su *et al.*, 2021).

Discusión

A diferencia de otros contaminantes ambientales, como los metales pesados, en los que se pueden establecer valores de fondo natural o geogénico para evaluar una potencial contaminación antrópica en suelos y aguas subterráneas, los MP son sustancias puramente antropogénicas que están omnipresentes en el medioambiente, tanto de manera puntual como difusa (Webber y Opp, 2020). Por tanto, los términos “línea base” o “concentración de fondo” aplicados a la presencia de MP en suelos y aguas subterráneas son muy relativos o incluso erróneos. En este sentido, Razei *et al.* (2022) tomaron como valor de “línea base” para suelos una concentración promedio de 20 MP/kg, obtenida por Abasi *et al.* (2021) en suelos desérticos remotos de Irán –al considerar que era la más baja reportada en la literatura–. No obstante, a partir de las publicaciones revisadas se han

identificado concentraciones promedio inferiores, tanto en suelos ribereños (llanura aluvial) como agrícolas de control de Alemania y Canadá, del orden de 0,34 MP/kg (Piehl *et al.*, 2018), 1,88 MP/kg (Webber y Opp, 2020) o 4 MP/kg (Crossman *et al.*, 2020), respectivamente.

Si bien queda patente en la mayor parte de los trabajos revisados una relación entre el número de MP y las fuentes de potencial contaminación asociadas a los usos del suelo, varias son las publicaciones que hacen referencia, con respecto a la abundancia de MP en los suelos, a la heterogeneidad existente incluso en puntos de muestreo próximos (Ljung *et al.*, 2018; Schell *et al.*, 2022). Fruto de esta variabilidad, influenciada también por la proximidad a áreas urbanizadas (densidad de población) e industrializadas, se ha observado que, por ejemplo, según Choi *et al.* (2021), en suelos adyacentes a una vía de comunicación abundan los MP de color amarillo (asociados a la pintura de la carretera) y negro (procedentes del polvo de los neumáticos propio de la tipología plástica predominante: SBR), lo cual es indicativo de la conjunción entre la fuente de contaminación y el uso del suelo. Otra casuística sería la aplicación de lodos de depuración en suelos agrícolas, dado que presentan una mayor concentración de MP que suelos adyacentes en los que no se aplicaron, así como evidencias de su acumulación tras aplicaciones sucesivas (Corradini *et al.*, 2019). Por ello, la continuidad temporal de la fuente de contaminación es otro parámetro a tener en cuenta en este tipo de estudios. Otro ejemplo correspondería a la correlación existente en suelos de uso agrícola entre la utilización de película de acolchado plástico, o la instalación de invernaderos, y los MP detectados posteriormente en el suelo, los cuales tienen en la práctica totalidad de los casos la misma composición química predominante (fundamentalmente PE y en menor medida PP) y color (blanco-transparente y negro) que el utilizado en origen (Isari *et al.*, 2021), siendo el transparente el color predominante detectado en aguas subterráneas. No obstante, Mintenig *et al.* (2019) indican que la correlación entre la presencia de MP en los suelos y las aguas subterráneas asociadas a la vertical de un mismo punto, en la práctica totalidad de los casos, está sujeta a un desfase temporal entre ambos medios de años o décadas, lo que dificulta establecer el origen de los MP en aguas subterráneas, al igual que el área de recarga por la que se hayan introducido pueda estar distante y no corresponder a la misma tipología de uso que la de los suelos suprayacentes. Un último ejemplo ocurre en suelos agrícolas abonados con lodos de depuración o regados con aguas residuales, en los que destaca en la composición química predominante de los MP la presencia de poliéster y nailon, respectivamente –lo cual concuerda con su origen primigenio por el lavado de textiles, llegando posteriormente el agua asociada a la estación depuradora de aguas residuales (EDAR)–.

La resistencia a la tracción de los MP puede ser otro factor a tener en cuenta asociado a su distribución y abundancia. En concreto, en los suelos desérticos predominan los MP que presentan un valor más alto de resistencia a la tracción (por ejemplo: PET), en detrimento de los mayoritarios en suelos más expuestos a precipitaciones y a

la humedad (por ejemplo: PE y PP) –y que presentan una baja resistencia a la tracción– (Abbasi *et al.*, 2021). Por tanto, se ha comprobado que variables climáticas como la lluvia, la humedad ambiental y las altas temperaturas pueden favorecer la degradación de los MP (Ding *et al.*, 2020), así como el viento su transporte. En regiones semiáridas, la escorrentía de aguas superficiales tiene una influencia insignificante en la migración de MP de suelos agrícolas (Schell *et al.*, 2022). En lo que respecta a la dispersión eólica –como fuente de MP procedentes de regiones distantes a través del transporte y el depósito atmosférico (Allen *et al.*, 2019)–, se pone de manifiesto la importancia de determinar el tipo de suelo, asociado a su textura y/o estructura, puesto que el predominio de material cohesivo retiene con mayor fuerza a los MP en el sustrato (Rezaei *et al.*, 2022). Así mismo, el depósito atmosférico puede ser una fuente directa de MP en pozos o captaciones de aguas subterráneas abiertas.

Si bien Rillig *et al.* (2017) indicaron la importancia de considerar, en lo relativo al transporte de los MP, la incidencia que pudiera tener cada tipo de suelo, asociado a su textura y/o estructura, en aproximadamente la mitad de las publicaciones revisadas no se hace referencia a estas propiedades del suelo. No obstante, queda patente que en suelos con textura gruesa es posible la migración de MP a través de los poros del suelo (Zhang *et al.*, 2020; Yu *et al.*, 2021; Schell *et al.*, 2022), pudiendo los desechos plásticos alterar las propiedades del suelo (Souza Machado *et al.*, 2018). Sin embargo, en suelos cohesivos los poros pequeños son desfavorables para la infiltración o transporte de MP (Yu *et al.*, 2021; Schell *et al.*, 2022). Por ello, también se plantea como necesario en este tipo de estudios cuantificar la fracción de poros o el tamaño de los poros del suelo (Webber y Opp, 2020), dado que en áreas con el nivel freático alto y suelos gruesos la transferencia de MP entre ambos medios puede ser posible (Scheurer y Bigalke, 2018) –lo cual quedó patente en cinco de las siete publicaciones de aguas subterráneas revisadas–.

La densidad es otro aspecto a tener en cuenta, puesto que MP con una densidad baja ($<1 \text{ g/cm}^3$) –asociados al PE y al PP– podrían migrar y transferirse más fácilmente en el suelo (Choi *et al.*, 2021), transportándose a través de la escorrentía superficial en presencia de suelos con poros pequeños o migrando a capas profundas en suelos con poros de gran tamaño (Zhang *et al.*, 2020). Así mismo, una menor saturación del suelo favorecería la migración y abundancia de MP en profundidad (Crossman *et al.*, 2020). Por otra parte, en suelos con una mayor densidad aparente los arrastres más cuantiosos se producirían por escorrentía superficial durante eventos de intensas precipitaciones (Crossman *et al.*, 2020) –debido también a que ciertos MP flotarían al tener una densidad menor a la del agua–. Por tanto, es probable que la movilidad de los MP también se vea afectada por el contenido de humedad del suelo (Abbasi *et al.*, 2021), si bien solo fue considerado este parámetro en 3 de las publicaciones revisadas.

Si determinar las propiedades del suelo y las dimensiones de sus poros se antoja fundamental, también lo es el tamaño de los MP, el cual puede ser fruto de una progre-

siva fragmentación sustancial de desechos plásticos más grandes (Choi *et al.*, 2021) –siendo los MP más dañinos que otros desechos plásticos de mayor tamaño (Amrutha y Warriar, 2020)–. Si bien el rango de tamaño considerado en los análisis debería estar definido en cada publicación, en muchos casos existen límites de detección en laboratorio, en función del método analítico –y a su vez del tamiz o filtro utilizado–, que no permiten reportar el tamaño de los MP más pequeños. De las publicaciones revisadas, en general, se observa que el rango máximo de tamaño predominante que abarca la clasificación como MP grandes (entre 1-5 mm) lo presentan los MP detectados en suelos de uso ribereño, urbano y la totalidad de las tipologías asociadas a los suelos de uso agrícola, a excepción de los que presentan residuos o desechos plásticos superficiales (al ser menores de 0,02 mm) –quizá porque solo 1 publicación reporta datos sobre el tamaño predominante de los MP–. En consecuencia, varias son las publicaciones que indican que la capa superior del suelo es la que alberga los MP de mayor tamaño (Liu *et al.*, 2018; Van Schorhorst *et al.*, 2021). No obstante, Schell *et al.* (2022) afirman que no observan una influencia clara del tamaño, la forma y la composición de los MP en su distribución vertical en el suelo. Para el resto de usos del suelo (desértico, industrial, vía de comunicación, pastizal y forestal) el valor del tamaño máximo predominante de los MP detectados en el suelo es $\leq 1 \text{ mm}$, perteneciendo a la clasificación de MP pequeños –al igual que los detectados en la práctica totalidad de las muestras de agua subterránea–. Igualmente, se observa que los MP asociados a suelos de uso agrícola son los que presentan un rango de tamaño predominante más amplio, llegando a ser de entre 0,01 y 5 mm. En el caso de los MP de suelos desérticos, el rango de tamaño predominante está comprendido entre 0,1-1 mm –debido, quizá, a su depósito por transporte eólico (Abbasi *et al.*, 2021)–, afirmando Razei *et al.* (2019) que MP menores de 0,1 mm pueden ser resuspendidos hacia la atmósfera. Finalmente, se aprecia una semejanza en el rango de tamaño predominante de los MP asociado a los suelos de uso ribereño (0,15-5 mm) y a los agrícolas regados con aguas residuales (0,1-3 mm), lo cual puede estar asociado al ser en ambos casos el agua el vector de transporte previo a su depósito.

La forma de los MP, asociada a su geometría, también condiciona el movimiento de los MP y su abundancia. Tal y como se indicó en la evaluación de resultados, los fragmentos asociados a desechos plásticos son la forma predominante de los MP en la práctica totalidad de los usos del suelo considerados en los que se informa sobre este parámetro, a excepción de los suelos desérticos –donde predominan las fibras (Abbasi *et al.*, 2021)–. Ello puede ser debido a que el depósito atmosférico se considera una fuente de fibras en ambientes continentales (Zhang y Liu, 2018), destacando más en aquellos suelos en los que aparentemente no tendría por qué existir una marcada contaminación por MP –como podría ser el caso de los de uso forestal o los agrícolas de control (Choi *et al.*, 2021; Schell *et al.*, 2022)–. En los suelos de uso agrícola tratados con lodos de depuración o regados con aguas residuales la presencia de fibras también queda patente (Scheurer

y Bigalke, 2018; Ding *et al.*, 2020; Weber y Opp, 2020), lo cual concuerda, al igual que se mencionó para su composición química predominante, con su origen primigenio por el lavado de textiles –llegando posteriormente el agua asociada a la EDAR–. En origen, estas fibras también podrían liberarse en zonas residenciales durante el lavado de ropa, llegando además a cursos fluviales, al igual que MP procedentes de otras fuentes, y depositándose en suelos de llanura aluvial en episodios de inundaciones (Amrutha y Warriier 2020; Chen *et al.*, 2020). Por otra parte, el movimiento de las fibras a través de medios porosos implica una mayor complejidad con respecto a otras formas geométricas, especialmente cuanto mayor sea su longitud (Engdahl, 2018) –lo que favorecería su retención dentro de la matriz y dificultaría su migración–. Lo mismo ocurre en acuíferos kársticos por la presencia de superficies irregulares asociadas a la presencia de fracturas y grietas (Panno *et al.*, 2019). No obstante, las fibras son la forma predominante en las publicaciones revisadas asociadas a aguas subterráneas, siendo además, a diferencia de en suelos, la poliamida (PA) el compuesto químico predominante en dos de las publicaciones. Por último, los MP con forma de película predominan especialmente en suelos agrícolas con presencia de acolchado plástico, lo cual se corroboró al coincidir en color y composición química con los empleados en origen, tal y como ya se mencionó anteriormente. La presencia de MP cuya forma predominante sean microesferas o espumas parece escasa, únicamente asociada a suelos agrícolas o suburbanos.

Como se ha indicado anteriormente, la distribución vertical de los MP en los suelos no siempre es uniforme, pudiendo también influir en ella múltiples factores, como las prácticas agrícolas (profundidad de arado o de siembra), la bioturbación (Yu *et al.*, 2021), la presencia de grietas en el terreno o de discontinuidades, conductos o sumideros en las rocas –pudiendo constituir vías de acceso preferente hacia las aguas subterráneas–. Por ello, resulta chocante la disparidad existente en las publicaciones revisadas asociada a los incrementos de profundidad y a la profundidad máxima de muestreo considerada en suelos, siendo esta de: i) 5 cm en suelos de uso desértico o asociados a vías de comunicación; ii) 10 cm en suelos de uso industrial, pastizal, urbano o forestal; iii) 15 cm en suelos agrícolas regados con aguas residuales, o iv) 20 cm en suelos agrícolas con presencia de residuos o desechos plásticos superficiales. Por tanto, sería fundamental estandarizar los incrementos de profundidad en intervalos fijos para así poder realizar comparaciones, dado que en la mayor parte de las publicaciones asociadas a los usos del suelo anteriormente enumerados solo se ha caracterizado la presencia de MP en la capa superficial –siendo muy probable su presencia en capas más profundas–. Ello se fundamenta en que en publicaciones revisadas asociadas a otros usos del suelo en las que se ha alcanzado una mayor profundidad de muestreo la máxima abundancia de MP se encontraba, por ejemplo: i) a 20-30 cm en suelos de llanura aluvial (Weber y Opp, 2020); ii) a 100-120 cm en un perfil asociado a suelos agrícolas con presencia de invernaderos (Sa'adu y Farsang, 2022), o iii) a 20-30

cm en suelos agrícolas con presencia de acolchado plástico (Zhang *et al.*, 2020).

Tal y como se ha indicado ya en varias ocasiones, los MP pueden infiltrarse desde el suelo y parece que también llegar hasta las aguas subterráneas. Por tanto, todo lo enumerado hasta ahora (potenciales fuentes de MP en los suelos y propiedades del suelo y de los MP) es fundamental para comprender su presencia en los acuíferos. No obstante, como se ha extraído de las publicaciones revisadas, pueden existir otros mecanismos de ingreso de los MP a las aguas subterráneas, como puede ser a partir de efluentes de tanques sépticos, fugas del alcantarillado, conexión desde superficie al acuífero subyacente, etc. Pese a que Mintenig *et al.* (2019) plantean que no tendría por qué haber MP asociados a la construcción de una perforación tras el purgado de la misma, los autores de este trabajo hemos observado lo contrario. Durante nuestra experiencia laboral, en más de una ocasión –y en piezómetros previamente purgados de los que ya se habían tomado muestras en anteriores campañas–, hemos detectado a simple vista la presencia de desechos plásticos aparentemente asociados a la tubería de PVC instalada, al tener su mismo color (azul). Su origen podría estar asociado a las imperfecciones de la ranuración (a veces realizada manualmente mediante serrado) o a la instalación de la misma. Por tanto, para este tipo de estudios de MP en aguas subterráneas sería recomendable la toma de muestras en piezómetros con entubación metálica.

Como se ha comprobado en las publicaciones revisadas, y también ha sido expuesto entre otros por Abbasi *et al.* (2021), existen grandes diferencias en lo que respecta a la metodología de muestreo (número de muestras, profundidad, herramientas, almacenamiento o cantidad) y la técnica analítica empleada en buena parte de los trabajos, lo cual también puede haber influido en la variación de la abundancia asociada a las concentraciones de MP detectadas. Por ello, algunos autores como Van Schothorst *et al.* (2021) ya reclamaron una regulación, tanto para las campañas de monitoreo como para la cuantificación analítica de los MP, que garantice unos estándares de calidad. Por ejemplo, en el caso de los suelos, sería recomendable en cada sitio de muestreo: i) tomar una muestra compuesta a partir de muestras simples (Han *et al.*, 2019); ii) utilizar una herramienta metálica –cuyo uso ha sido mayoritario en las publicaciones revisadas–, y iii) el almacenamiento de la muestra tras su recolección en un recipiente con ausencia de composición plástica, siendo mayoritariamente empleados los de acero inoxidable, aluminio o vidrio. En el caso de las aguas subterráneas, se ha comprobado que tampoco existe una metodología de muestreo estandarizada, dado que se han empleado diversas herramientas para la toma de muestras, varias tipologías de almacenamiento tras su toma y un amplio rango en lo que respecta a los volúmenes de agua muestreados y/o procesados –los cuales oscilaron entre 1 y 1000 litros–. En este sentido, Mintenig *et al.* (2019) afirman que cuando se espera un bajo número de MP, se requieren grandes volúmenes de muestra para generar resultados representativos, espe-

cialmente teniendo en cuenta que normalmente la distribución de los MP en agua no es homogénea. No obstante, otro aspecto fundamental en este tipo de estudios es evitar la contaminación cruzada, para lo que suele ser habitual utilizar ropa de algodón, realizar blancos de control, réplicas de muestras, limpiar el material con agua ultrapura, etc.

La técnica analítica mayoritaria utilizada para la identificación de los MP es la FTIR (μ -ATR), tanto en las publicaciones asociadas a suelos (60%) como a aguas subterráneas (57%). Ello puede deberse a la versatilidad que ofrece, al permitir identificar el tipo de polímero, su forma, su tamaño (generalmente $>0,01$ mm) y la concentración asociada al recuento de MP. No obstante, se observa que en las publicaciones más recientes revisadas (de 2019 hasta la actualidad), tanto en suelos (17%) como en aguas subterráneas (14%), se ha empezado a aplicar la tecnología Raman, que permite además identificar MP de hasta 0,001 mm. Esta fue la técnica utilizada en la publicación en la que se reporta la mayor concentración promedio de MP (410.000 MP/kg) y el máximo valor cuantificado (690.000 MP/kg), siendo fundamental en todos los casos no utilizar cantidades muy pequeñas de muestra durante el análisis que puedan motivar un efecto pepita (Ljung *et al.*, 2018). En este sentido, también llama la atención el que se obtuviera un valor de 0 mg/kg en alguna muestra asociada a suelos agrícolas, tanto abonados con lodos de depuración en Dinamarca (Vollertsen y Hansen, 2017) como con presencia de acolchado plástico en China (Zhang *et al.*, 2020), utilizándose en ambos casos la FTIR como técnica analítica. En el caso de la identificación de MP en suelos, también se utilizó la microscopía óptica en 6 publicaciones (17%). Si bien esta técnica parece adecuada en MP mayores de 2 mm (Weber y Opp, 2020), se pueden cometer errores si se pretenden identificar MP de hasta 0,1 mm. Con respecto a la Py-GC/MS, utilizada en 1 publicación de las revisadas en suelos (3%) y en otra en aguas subterráneas (14 %), tiene la ventaja de abarcar un mayor rango de tamaños (incluyendo nanoplásticos) y de reportar el contenido por peso, pero la desventaja de que no es capaz de determinar la forma, el tamaño y el número de partículas. Además, en 1 publicación de las revisadas en suelos (3%) se utilizó TOF-SIMS y LDIR en otra en aguas subterráneas (14 %), lo cual implica que deben establecerse métodos analíticos estandarizados para la identificación de MP que permitan la comparación entre los resultados de cada investigación (Vollertsen y Hasen, 2017).

Horton *et al.* (2017) proponen que es más realista reportar el contenido de MP por peso, al igual que posteriormente Corriadini *et al.* (2019) o Dierkes *et al.* (2019). Sin embargo, en el 73,5% de las publicaciones revisadas se informa de los resultados como MP/kg en suelos y en el 100% como partículas/l en aguas subterráneas –sin considerar que en ambos medios hubo 1 publicación en la que no se reportan resultados–. Por otra parte, Schell *et al.* (2022) ponían de manifiesto las diferencias que podrían existir entre las concentraciones asociadas al recuento de MP y las estimadas basadas en la masa, reportándose los

resultados en ambas unidades en 6 de las publicaciones revisadas en suelos. Todo ello evidencia la ausencia de un protocolo estandarizado para reportar el contenido de MP (Van der Berg *et al.*, 2020; Van Schothorst *et al.*, 2021).

De todo lo anteriormente enumerado puede deducirse que la variabilidad en la metodología utilizada en el muestreo y análisis de MP en cada uno de los trabajos podría condicionar también la elevada variabilidad en las concentraciones detectadas, lo cual dificulta la realización de comparaciones. De hecho, las mayores concentraciones las han reportado 3 estudios que incluyen, en cada uno de los mismos, casos asociados a diferentes usos del suelo (Vollertsen y Hansen, 2017; Zhang y Liu, 2018; Zhou *et al.*, 2019), lo que pudiera sugerir que su metodología identificase una mayor concentración de MP independientemente del uso del suelo. Teniendo en cuenta este hecho y atendiendo a los órdenes de magnitud en las concentraciones y al número de casos de estudio, parece que las mayores concentraciones de MP se encuentran más frecuentemente en suelos agrícolas, observándose puntualmente concentraciones muy elevadas en dos suelos forestales y en un suelo urbano, si bien estas concentraciones puntuales coinciden con los estudios citados anteriormente que reportaban, en general, las mayores concentraciones. Para poder realizar afirmaciones más robustas, sería necesario efectuar un mayor número de trabajos que aborden usos del suelo diferentes a los agrícolas, ya que, como se indicaba al inicio, casi el 70% de los casos extraídos analizan suelos de uso agrícola –aglutinando el resto de usos del suelo identificados poco más del 30% restante–. Por otro lado, para ahondar en la fuente de entrada de MP, hay varios casos en suelos agrícolas en los que hay múltiples fuentes, por lo que es necesario efectuar más trabajos con suelos representativos que consigan discernir entre las prácticas realizadas para confirmar lo identificado en este estudio.

Conclusiones

A partir de 56 casos que abordan la presencia de MP en suelos, extraídos de 35 publicaciones, se concluye que algo más de dos tercios de los mismos están asociados a suelos de uso agrícola, por lo que se pone de manifiesto la necesidad de investigar con más detalle la presencia de MP, además, en suelos dedicados a otros usos. Por otra parte, en la mayoría de los trabajos revisados, queda patente una relación entre las fuentes de potencial contaminación (puntuales y/o difusas) asociadas a los usos del suelo y la presencia de MP, en base a su cantidad, composición química predominante, color o forma característica según el uso del suelo. Así mismo, más de un tercio del total de los casos extraídos se ubican en suelos de China, identificando el desequilibrio existente a nivel mundial en lo relativo al número de investigaciones realizadas en los suelos de cada país. En lo que respecta a la presencia de MP en aguas subterráneas, se antoja como prioritario su estudio en detalle, dado que el número de trabajos existentes es muy limitado, incluso comparado con el número de publicaciones que abordan la presencia de MP en suelos.

Por otra parte, ha quedado patente la necesidad de

establecer una metodología estandarizada de muestreo, tanto en suelos como en aguas subterráneas, dada la diversidad de herramientas, recipientes de almacenamiento, cantidades de muestra o protocolos de control de calidad utilizados en las publicaciones revisadas. Así mismo, en el caso de los suelos, se considera fundamental estandarizar los incrementos de profundidad de muestreo en intervalos fijos para así poder realizar comparaciones, dado que en la mayor parte de las publicaciones revisadas asociadas a un gran número de usos del suelo (desértico, vías de comunicación, industrial, pastizal, urbano, forestal y agrícolas regados con aguas residuales o con presencia de residuos o desechos plásticos superficiales) solo se ha caracterizado la presencia de MP en la capa superficial –siendo muy probable su presencia también en capas más profundas–. Por otra parte, en lo relativo a la abundancia y migración de los MP, se ha evidenciado la importancia de considerar parámetros físicos o mecánicos de los MP (densidad o resistencia a la tracción) y también del suelo (textura, estructura, humedad, porosidad o el tamaño de los poros), así como la influencia de las variables climáticas. Hay que destacar que son escasas las publicaciones revisadas que han tenido en cuenta la conjunción de los parámetros anteriormente enumerados.

Con el fin de poder realizar comparaciones, también es necesario adoptar un protocolo analítico estandarizado que, partiendo de un mismo límite de detección, permita identificar el tamaño, forma, color, composición química y abundancia de los MP, reportando los resultados en una misma unidad normalizada. Teniendo en cuenta toda la bibliografía analizada en este trabajo, la utilización de mg/kg sería una buena forma de normalizar la cantidad de MP, sin embargo, es necesario conocer también los rangos de tamaños y formas de esos MP para poder realizar comparaciones precisas. Las técnicas analíticas que reportan en mg/kg son técnicas complejas que no determinan tamaños y formas, pero donde la identificación del polímero está bastante consolidada. No obstante, la cuantificación de la masa de los polímeros todavía requiere de desarrollo e investigación, ya que las partículas expuestas a condiciones ambientales en muestras reales están alteradas y, esa alteración, puede interferir en la cuantificación de la masa. Esto implica que estas técnicas solo sirvan para realizar semicuantificaciones y no se puedan utilizar los valores como absolutos. Por otro lado, para poder trabajar con partículas/kg es necesario que se definan rangos de tamaños y formas para que todos los trabajos reporten los resultados siguiendo un criterio común. Por tanto, la selección de una u otra unidad no es una decisión sencilla, requiere de un criterio común y va más allá del alcance de este trabajo. Por último, es necesario establecer cuanto antes unos valores de exposición a los MP según las concentraciones ambientales encontradas que permitan, junto con otros estudios de efectos, evaluar el riesgo para la salud humana y/o la protección de los ecosistemas.

Agradecimientos y financiación

Los autores agradecen a la editora principal, a Teresa Sánchez-García y a una revisión anónima las aportaciones

realizadas para mejorar este trabajo. La presente investigación no ha recibido ayudas específicas provenientes de agencias del sector público, sector comercial o entidades sin ánimo de lucro.

Contribución de autores/as

Elaboración del trabajo, tablas y figuras: RAB. Planteamiento y directrices para la investigación, supervisión, revisión y mejora del manuscrito: VMH y RM.

Abreviaturas

Para facilitar la lectura de este trabajo, en la Tabla 6 se especifica el significado de las abreviaturas utilizadas relativas a las técnicas de identificación analítica y a la composición química de los MP.

Referencias

- Abbasi, S., Turner, A., Hoseini, M., Amiri, H., 2021. Microplastics in the Lut and Kavir deserts, Iran. *Environmental Science & Technology*, 55(9): 5993-6000. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c00615>
- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V.R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., Binet, S., Galop, D., 2019. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience*, 12(5): 339–344. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5>
- Amrutha, K., Warriar, A.K., 2020. The first report on the source-to-sink characterization of microplastic pollution from a riverine environment in tropical India. *The Science of the Total Environment*, 739: 140377. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140377>
- 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, University of Washington Tacoma, Tacoma, 49 p.
- Beriot, N., Peek, J., Zornoza, R., Geissen, V., Huerta Lwanga, E., 2021. Low density-microplastics detected in sheep faeces and soil: A case study from the intensive vegetable farming in Southeast Spain. *The Science of the Total Environment*, 755(Parte 1): 142653. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142653>
- Bläsing, M., Amelung, W., 2018. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *The Science of the Total Environment*, 612: 422-435. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.086>
- Blettler, M.C.M., Ulla, M.A., Rabuffetti, A.P., Garelo, N., 2017. Plastic pollution in freshwater ecosystems: macro-, meso-, and microplastic debris in a floodplain lake. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(11): 581. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6305-8>
- BOE, 2022. Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. *Boletín Oficial del Estado*, 85 (9 de abril de 2022): 48578- 48733.
- Boucher, J., Friot, D., 2017. Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources. IUCN, Gland, Switzerland, 43 p. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en>
- Chen, Y., Leng, Y., Liu, X., Wang, J., 2020. Microplastic pollution in vegetable farmlands of suburb Wuhan, central China. *Environmental Pollution*, 257: 113449. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113449>

- Cho, R., 2011. Our oceans: A plastic soup. <https://news.climate.columbia.edu/2011/01/26/our-oceans-a-plastic-soup/> (11/03/2024).
- Choi, Y.R., Kim, Y.-N., Yoon, J.-H., Dickinson, N., Kim, K.-H., 2021. Plastic contamination of forest, urban, and agricultural soils: a case study of Yeosu City in the Republic of Korea. *Journal of Soils and Sediments*, 21(5): 1962-1973. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02759-0>
- Cohen, K.M., Finney, S.C., Gibbard, P.L., Fan, J.-X., 2013, actualizada: 2023-04. The ICS International Chronostratigraphic Chart. *Episodes*, 36: 199-204. <https://doi.org/10.18814/epiugs/2013/v36i3/002>
- Corradini, F., Meza, P., Eguiluz, R., Casado, F., Huerta-Lwanga, E., Geissen, V., 2019. Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *The Science of the Total Environment*, 671: 411-420. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.368>
- Crossman, J., Hurley, R.R., Futter, M., Nizzetto, L., 2020. Transfer and transport of microplastics from biosolids to agricultural soils and the wider environment. *The Science of the Total Environment*, 724: 138334. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138334>
- Dierkes, G., Lauschke, T., Becher, S., Schumacher, H., Földi, C., Ternes, T., 2019. Quantification of microplastics in environmental samples via pressurized liquid extraction and pyrolysis-gas chromatography. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 411(26): 6959-6968. <https://doi.org/10.1007/s00216-019-02066-9>
- Ding, L., Zhang, S., Wang, X., Yang, X., Zhang, C., Qi, Y., Guo, X., 2020. The occurrence and distribution characteristics of microplastics in the agricultural soils of Shaanxi Province, in north-western China. *The Science of the Total Environment*, 720: 137525. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137525>
- DOUE, 2019. Directiva (UE) 2019/904 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 5 de junio de 2019, relativa a la reducción del impacto de determinados productos de plástico en el medio ambiente. *Diario Oficial de la Unión Europea*, 155 (12 de junio de 2019): 1- 19. <https://doi.org/10.56398/ajacieda.00274>
- Du, C., Liang, H., Li, Z., Gong, J., 2020. Pollution characteristics of microplastics in soils in southeastern suburbs of Baoding city, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(3): 845. <https://doi.org/10.3390/ijerph17030845>
- ECHA, 2018. Intentionally added microplastics likely to accumulate in terrestrial and freshwater environments. <https://echa.europa.eu/-/intentionally-added-microplastics-likely-to-accumulate-in-terrestrial-and-freshwater-environments> (13/03/2024).
- Engdahl, N.B., 2018. Simulating the mobility of micro-plastics and other fiber-like objects in saturated porous media using constrained random walks. *Advances in Water Resources*, 121: 277-284. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2018.08.011>
- Eriksen, M., Cowger, W., Erdle, L.M., Coffin, S., Villarrubia-Gómez, P., Moore, C.J., Carpenter, E.J., Day, R.H., Thiel, M., Wilcox, C., 2023. A growing plastic smog, now estimated to be over 170 trillion plastic particles afloat in the world's oceans-Urgent solutions required. *PloS One*, 18(3): e0281596. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0281596>
- Feng, S., Lu, H., Tian, P., Xue, Y., Lu, J., Tang, M., Feng, W., 2020. Analysis of microplastics in a remote region of the Tibetan Plateau: Implications for natural environmental response to human activities. *The Science of the Total Environment*, 739: 140087. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140087>
- Fuller, S., Gautam, A., 2016. A procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction. *Environmental Science & Technology*, 50(11): 5774-5780. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00816>
- Ganesan, M., Nallathambi, G., Srinivasalu, S., 2019. Fate and transport of microplastics from water sources. *Current science*, 117(11): 1879. <https://doi.org/10.18520/cs/v117/i11/1879-1885>
- GESAMP, 2015. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. GESAMP, London, 96 p.
- GESAMP, 2016. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment. GESAMP, London, 220 p.
- Gigault, J., Halle, A.T., Baudrimont, M., Pascal, P.-Y., Gauffre, F., Phi, T.-L., El Hadri, H., Grassl, B., Reynaud, S., 2018. Current opinion: What is a nanoplastic?. *Environmental Pollution*, 235: 1030-1034. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.024>
- Gündoğdu, S., Mihai, F.-C., Fischer, E.K., Blettler, M.C.M., Turgay, O.C., Akça, M.O., Aydoğan, B., Ayat, B., 2023. Micro and nano plastics in groundwater systems: A review of current knowledge and future perspectives. *Trends in Analytical Chemistry: TRAC*, 165: 117119. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117119>
- Han, X., Lu, X., Vogt, R.D., 2019. An optimized density-based approach for extracting microplastics from soil and sediment samples. *Environmental Pollution*, 254 (Part A): 113009. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113009>
- Hartmann, N.B., Hüffer, T., Thompson, R.C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A.E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M.P., Hess, M.C., Ivleva, N.P., Lusher, A.L., Wagner, M., 2019. Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environmental Science & Technology*, 53(3): 1039-1047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>
- Horton, A.A., Walton, A., Spurgeon, D.J., Lahive, E., Svendsen, C., 2017. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *The Science of the Total Environment*, 586: 127-141. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>
- Huang, Y., Liu, Q., Jia, W., Yan, C., Wang, J., 2020. Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment. *Environmental Pollution*, 260: 114096. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114096>
- Huerta Lwanga, E., Mendoza Vega, J., Ku Quej, V., Chi, J. de L.A., Sanchez Del Cid, L., Chi, C., Escalona Segura, G., Gertsen, H., Salánki, T., van der Ploeg, M., Koelmans, A.A., Geissen, V., 2017. Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain. *Scientific Reports*, 7(1): 14071. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14588-2>
- Isari, E.A., Papaioannou, D., Kalavrouziotis, I.K., Karapanagioti, H.K., 2021. Microplastics in agricultural soils: A case study in cultivation of watermelons and canning tomatoes. *Water*, 13(16): 2168. <https://doi.org/10.3390/w13162168>
- Jeyasanta, K.I., Sathish, N., Patterson, J., Edward, J.K.P., 2020. Macro-, meso- and microplastic debris in the beaches of Tuticorin district, Southeast coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, 154: 111055. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111055>
- Klein, S., Dimzon, I.K., Eubeler, J., Knepper, T.P., 2018. Analysis, occurrence, and degradation of microplastics in the aqueous environment. En: *The Handbook of Environmental Chemistry* (Wagner, M., Lambert, S., Eds.). Springer

- International Publishing, 58: 51-67.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_3
- Lau, W.W.Y., Shiran, Y., Bailey, R.M., Cook, E., Stuchtey, M.R., Koskella, J., Velis, C.A., Godfrey, L., Boucher, J., Murphy, M.B., Thompson, R.C., Jankowska, E., Castillo Castillo, A., Pilditch, T.D., Dixon, B., Koerselman, L., Kosior, E., Favoino, E., Gutberlet, J., Palardy, J.E., 2020. Evaluating scenarios toward zero plastic pollution. *Science*, 369(6510): 1455-1461.
<https://doi.org/10.1126/science.aba9475>
- Li, R., Liu, Y., Sheng, Y., Xiang, Q., Zhou, Y., Cizdziel, J.V., 2020. Effect of prothioconazole on the degradation of microplastics derived from mulching plastic film: Apparent change and interaction with heavy metals in soil. *Environmental Pollution*, 260: 113988.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113988>
- Liu, M., Lu, S., Song, Y., Lei, L., Hu, J., Lv, W., Zhou, W., Cao, C., Shi, H., Yang, X., He, D., 2018. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. *Environmental Pollution*, 242: 855-862.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.051>
- Ljung, E., Olesen, K.B., Andersson, P.G., Fältström, E., Vollertsen, J., Wittgren, H.B., Hagman, M., 2018. Mikroplaster i kretsloppet. *Svenskt Vatten Utveckling*, Bromma, 43 p.
- Lv, W., Zhou, W., Lu, S., Huang, W., Yuan, Q., Tian, M., Lv, W., He, D., 2019. Microplastic pollution in rice-fish co-culture system: A report of three farmland stations in Shanghai, China. *The Science of the Total Environment*, 652: 1209-1218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.321>
- Meixner, K., Kubiczek, M., Fritz, I., 2020. Microplastic in soil—current status in Europe with special focus on method tests with Austrian samples. *AIMS Environmental Science*, 7(2): 174-191. <https://doi.org/10.3934/environsci.2020011>
- Mintinig, S.M., Löder, M.G.J., Primpke, S., Gerdt, G., 2019. Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. *The Science of the Total Environment*, 648: 631-635.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.178>
- Nizzetto, L., Futter, M., Langaas, S., 2016. Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin?. *Environ. Sci. Technol.*, 50: 10777–10779.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140>
- Panno, S.V., Kelly, W.R., Scott, J., Zheng, W., McNeish, R.E., Holm, N., Hoellein, T.J., Baranski, E.L., 2019. Microplastic contamination in karst groundwater systems: Microplastic contamination in Karst groundwater systems. *Ground Water*, 57(2): 189-196. <https://doi.org/10.1111/gwat.12862>
- Piehl, S., Leibner, A., Löder, M.G.J., Dris, R., Bogner, C., Laforsch, C., 2018. Identification and quantification of macro- and microplastics on an agricultural farmland. *Scientific Reports*, 8(1): 17950.
<https://doi.org/10.1038/s41598-018-36172-y>
- Plastics Europe, 2022. Plásticos – Situación en 2022. <https://plasticseurope.org/es/knowledge-hub/plasticos-situacion-en-2022/> (11/03/2024).
- Rezaei, M., Abbasi, S., Pourmahmood, H., Oleszczuk, P., Ritsema, C., Turner, A., 2022. Microplastics in agricultural soils from a semi-arid region and their transport by wind erosion. *Environmental Research*, 212(Pt B): 113213.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113213>
- Rezaei, M., Riksen, M.J.P.M., Sirjani, E., Sameni, A., Geissen, V., 2019. Wind erosion as a driver for transport of light density microplastics. *The Science of the Total Environment*, 669: 273-281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.382>
- Rillig, M. C., Ziersch, L., Hempel, S., 2017. Microplastic transport in soil by earthworms. *Scientific Reports*, 7: 1362.
<https://doi.org/10.1038/s41598-017-01594-7>
- Ripken, C., Kotsifaki, D.G., Nic Chormaic, S., 2021. Analysis of small microplastics in coastal surface water samples of the subtropical island of Okinawa, Japan. *The Science of the Total Environment*, 760: 143927.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143927>
- Sa'adu, I., Farsang, A., 2022. Greenhouse farming as a source of macroplastic and microplastics contamination in agricultural soils: a case study from Southeast-Hungary. *Agrokemia es Talajtan*, 71(1): 43-57.
<https://doi.org/10.1556/0088.2022.00120>
- Samandra, S., Johnston, J.M., Jaeger, J.E., Symons, B., Xie, S., Currell, M., Ellis, A.V., Clarke, B.O., 2022. Microplastic contamination of an unconfined groundwater aquifer in Victoria, Australia. *The Science of the Total Environment*, 802: 149727. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149727>
- Schell, T., Hurley, R., Buenaventura, N.T., Mauri, P.V., Nizzetto, L., Rico, A., Vighi, M., 2022. Fate of microplastics in agricultural soils amended with sewage sludge: Is surface water runoff a relevant environmental pathway?. *Environmental Pollution*, 293: 118520.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118520>
- Scheurer, M., Bigalke, M., 2018. Microplastics in Swiss floodplain soils. *Environmental Science & Technology*, 52(6): 3591-3598. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06003>
- Selvam, S., Jesuraja, K., Venkatramanan, S., Roy, P.D., Jeyanthi Kumari, V., 2021. Hazardous microplastic characteristics and its role as a vector of heavy metal in groundwater and surface water of coastal south India. *Journal of Hazardous Materials*, 402: 123786. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123786>
- Souza Machado, A.A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., Rillig, M.C., 2018. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 24(4): 1405–1416.
<https://doi.org/10.1111/gcb.14020>
- Su, S., Zhou, S., Lin, G., 2021. Existence of microplastics in soil and groundwater in Jiaodong Peninsula. *E3S web of conferences*, 251: 02045.
<https://doi.org/10.1051/e3sconf/202125102045>
- Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D., Russell, A. E., 2004. Lost at sea: Where is all the plastic?. *Science*, 304(5672): 838.
<https://doi.org/10.1126/science.1094559>
- Uwamungu, J.Y., Wang, Y., Shi, G., Pan, S., Wang, Z., Wang, L., Yang, S., 2022. Microplastic contamination in soil agro-ecosystems: A review. *Environmental Advances*, 9: 100273.
<https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100273>
- Van den Berg, P., Huerta-Lwanga, E., Corradini, F., Geissen, V., 2020. Sewage sludge application as a vehicle for microplastics in eastern Spanish agricultural soils. *Environmental Pollution*, 261: 114198.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114198>
- Van Schothorst, B., Beriot, N., Huerta Lwanga, E., Geissen, V., 2021. Sources of light density microplastic related to two agricultural practices: The use of compost and plastic mulch. *Environments*, 8(4): 36.
<https://doi.org/10.3390/environments8040036>
- Vollertsen, J., Hansen, A.A., 2017. Microplastic in Danish wastewater: Sources, occurrences and fate. *The Danish Environmental Protection Agency*, København, 54 p.
- Weber, C. J., Opp, C., 2020. Spatial patterns of mesoplastics and coarse microplastics in floodplain soils as resulting from land use and fluvial processes. *Environmental Pollution*, 267: 115390. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115390>

- Yu, Y., Flury, M., 2021. Current understanding of subsurface transport of micro- and nanoplastics in soil. *Vadose Zone Journal*, 20: e20108. <https://doi.org/10.1002/vzj2.20108>
- Yu, L., Zhang, J., Liu, Y., Chen, L., Tao, S., Liu, W., 2021. Distribution characteristics of microplastics in agricultural soils from the largest vegetable production base in China. *The Science of the Total Environment*, 756: 143860. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143860>
- Yu, H., Zhang, Y., Tan, W., Zhang, Z., 2022. Microplastics as an emerging environmental pollutant in agricultural soils: Effects on ecosystems and human health. *Frontiers in environmental science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.855292>
- Zalasiewicz, J., Waters, C.N., Ivar do Sul, J.A., Corcoran, P.L., Barnosky, A.D., Cearreta, A., Edgeworth, M., Gałuszka, A., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J.R., Steffen, W., Summerhayes, C., Waple, M., Williams, M., Wolfe, A.P., Yonah, Y., 2016. The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene. *Anthropocene*, 13: 4-17. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2016.01.002>
- Zhang, G.S., Liu, Y.F., 2018. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. *The Science of the Total Environment*, 642: 12-20. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.004>
- Zhang, S., Liu, X., Hao, X., Wang, J., Zhang, Y., 2020. Distribution of low-density microplastics in the mollisol farmlands of northeast China. *The Science of the Total Environment*, 708: 135091. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135091>
- Zhang, P., Yuan, Y., Zhang, J., Wen, T., Wang, H., Qu, C., Tan, W., Xi, B., Hui, K., Tang, J., 2023. Specific response of soil properties to microplastics pollution: A review. *Environmental Research*, 232: 116427. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116427>
- Zhou, Y., Liu, X., Wang, J., 2019. Characterization of microplastics and the association of heavy metals with microplastics in suburban soil of central China. *The Science of the Total Environment*, 694: 133798. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133798>
- Zhou, B., Wang, J., Zhang, H., Shi, H., Fei, Y., Huang, S., Tong, Y., Wen, D., Luo, Y., Barceló, D., 2020. Microplastics in agricultural soils on the coastal plain of Hangzhou Bay, east China: Multiple sources other than plastic mulching film. *Journal of Hazardous Materials*, 388: 121814. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121814>
- Zhou, Q., Zhang, H., Fu, C., Zhou, Y., Dai, Z., Li, Y., Tu, C., Luo, Y., 2018. The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea. *Geoderma*, 322: 201-208. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.015>

MANUSCRITO RECIBIDO: 31-03-2024

REVISIÓN RECIBIDA: 20-05-2024

ACEPTACIÓN DEL MANUSCRITO REVISADO: 10-06-2024