

**UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN  
FACULTAD DE AGRONOMÍA**



**CONTAMINACIÓN DE MICRO Y NANOPLÁSTICOS EN SUELOS AGRÍCOLAS**

**POR**

**SILVIA ESTER ANTILEO MELLADO**

**MEMORIA PRESENTADA A LA  
FACULTAD DE AGRONOMÍA DE LA  
UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN  
PARA OPTAR AL TÍTULO DE  
INGENIERO AGRÓNOMO.**

**CHILLÁN – CHILE  
2023**

**UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN  
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**CONTAMINACIÓN DE MICRO Y NANOPLÁSTICOS EN SUELOS AGRÍCOLAS**

**POR**

**SILVIA ESTER ANTILEO MELLADO**

**MEMORIA PRESENTADA A LA  
FACULTAD DE AGRONOMÍA DE LA  
UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN  
PARA OPTAR AL TÍTULO DE  
INGENIERO AGRÓNOMO.**

**CHILLÁN – CHILE  
2023**

Aprobada por:

Profesor Asociado. Cristina Muñoz V.  
Ing. Agrónomo. Dr.

---

Guía

Profesor Asociado. Marco Sandoval E.  
Ing. Agrónomo. M.Sc. Dr.

---

Asesor

Profesor Asociado. Mauricio Schoebitz C.  
Ing. Agrónomo. Dr.

---

Asesor

Profesor Asociado, Guillermo Wells M.  
Ing. Agrónomo. M.Sc.

---

Decano

**TABLA DE CONTENIDOS**

	<b>Página</b>
Resumen.....	1
Summary.....	1
Introducción.....	2
Metodología.....	5
Desarrollo y Discusión.....	5
Conclusiones.....	18
Referencias.....	18

## CONTAMINACIÓN DE MICRO Y NANOPLÁSTICOS EN SUELOS AGRÍCOLAS

### MICRO AND NANOPLASTICS CONTAMINATION IN AGRICULTURAL SOILS

**Palabras índice adicionales:** Partículas plásticas, plasticultura, cultivos, remediación, identificación.

#### RESUMEN

La plasticultura es una actividad que se ha incrementado en las últimas décadas, permitiendo optimizar los sistemas productivos. Sin embargo, el incorrecto manejo de los plásticos finalizada su vida útil ha generado una significativa fuente de contaminación micro- y nanoplástica en los suelos agrícolas. Esta revisión tiene por objetivo analizar los principales avances científicos relativos a la identificación del ingreso de plásticos en suelos agrícolas, sus implicancias ambientales y avances en técnicas analíticas de detección, con proyección hacia las técnicas de remediación. Los micro y nanoplásticos ingresan al suelo mediante fuentes primarias, como las aplicaciones de compost y lodos; como también, mediante fuentes secundarias, a través de los distintos usos que abarca la plasticultura. Estas partículas son capaces de causar distintos efectos en los suelos para cada una de sus propiedades; sin embargo, los resultados son todavía poco concluyentes y muy variados. Se ha demostrado que la contaminación microplástica ha logrado ingresar en los tejidos vegetales durante sus primeros estadios, afectando la productividad de especies como *Daucus carota* L; y también, mediando su interacción con metales traza. Los resultados aún son heterogéneos y las técnicas de análisis no están del todo estandarizadas, dadas las dificultades en la identificación y cuantificación de partículas plásticas en los suelos.

#### SUMMARY

Plasticulture is an activity that has increased in recent decades, allowing the optimization of production systems. However, the incorrect handling of plastics at the end of their useful life has generated a significant source of micro and nanoplastic contamination in agricultural soils. The objective of this review is to

analyze the main scientific advances related to the identification of the entry of plastics in agricultural soils, their environmental implications, and advances in analytical detection techniques, with projection towards remediation techniques. Micro- and nanoplastics enter the soil through primary sources, such as compost and sludge applications; as well as through secondary sources, through the different uses covered by plasticulture. These particles can cause different effects on soils for each of their properties; however, results are still inconclusive and varied. It has been demonstrated that microplastic contamination has managed to enter plant tissues during their early stages, affecting the productivity of species such as *Daucus carota*, and mediating their interaction with trace metals. The results are still heterogeneous, and the analysis techniques are not completely standardized, given the difficulties in the identification and quantification of plastic particles in soils.

## **INTRODUCCIÓN**

El uso del plástico en la agricultura nace bajo el concepto de “*plasticultura*” poco después de la Segunda Guerra Mundial en el año 1948 (Kasirajan y Ngouajio, 2012). La plasticultura abarca el uso de este material en diversos productos, como son la cinta de riego por goteo, microtúneles, macrotúneles, coberturas de ensilaje, contenedores de plástico utilizadas en la producción de plántulas y viveros, pero especialmente en acolchados o “*mulch*” plásticos usados para la producción de frutas y hortalizas (Brodhagen *et al.*, 2015). Otra forma de utilización de acolchados plásticos es la solarización, proceso de esterilización de suelos previo a la siembra, que consiste en cubrir la superficie con una película plástica transparente, quedando el suelo expuesto a la luz solar durante los meses cálidos (Culman *et al.*, 2006). El objetivo es incrementar la temperatura del suelo a diferentes profundidades para reducir la presencia de organismos patógenos del suelo y de malezas (Rodríguez-Seijo y Pereira, 2019; Steinmetz *et al.*, 2016). Sin embargo, esta práctica puede derivar en altas cantidades de desechos plásticos en la superficie del suelo, las cuales se pueden acumular entre las temporadas de cultivo (Rodríguez-Seijo y Pereira, 2019).

El uso de acolchados plásticos, especialmente en el rubro hortícola, proveen

beneficios productivos, tales como un menor grado de incidencia de malezas, mayor desarrollo de la zona radical de la planta, incremento en la retención de humedad en el suelo y la eficiencia del uso del agua, menor incidencia de plagas, aumento en la temperatura del suelo, lo cual propicia condiciones óptimas para un mayor rendimiento de los cultivos y para generar una cosecha adelantada, obteniéndose así productos tempranos (Kasirajan y Ngouajio, 2012; Brodhagen *et al.*, 2015; Li C *et al.*, 2014; Steinmetz *et al.*, 2016). Los materiales mayormente utilizados como acolchados plásticos son polímeros de polietileno (PE), sintéticos derivados del petróleo, resistentes a la degradación fisicoquímica y biológica, lo cual genera un problema ambiental, ya que su durabilidad sobrepasa el periodo de uso (Sintim y Flury, 2017). Además, los plásticos residuales no son aceptados en plantas de reciclaje, debido a que estos materiales están contaminados con escombros, restos de suelo, agroquímicos y aditivos UV, lo cual inviabiliza su reciclaje (Steinmetz *et al.*, 2016).

Una estrategia para aliviar el impacto ambiental de residuos plásticos en la agricultura es el uso de polímeros biodegradables. Estos materiales, sintetizados a partir de polímeros naturales como el almidón, emprenden su producción y venta en la década de los 80s. (Kasirajan y Ngouajio, 2012; Sintim y Flury, 2017). Los polímeros biodegradables presentan una tasa de descomposición en el ambiente bastante mayor que el PE y otros no biodegradables. Así mismo algunos de estos materiales poseen heteroátomos, tales como O, N y S, que se sitúan en la estructura del polímero y cumplen la función de ofrecer sitios para facilitar reacciones hidrolíticas catalizadas por enzimas. La degradación física o química (enzimática) del polímero aporta a la reducción en el peso molecular del material en un corto periodo de tiempo, que pueden ser días o años, desencadenando la descomposición del polímero en fragmentos de menor peso y permitir la intervención de microorganismos capaces de asimilar y transformar estos compuestos en dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), agua y biomasa en ambientes aeróbicos y en CO<sub>2</sub>, agua y metano (CH<sub>4</sub>) en condiciones anaeróbicas (Ng *et al.*, 2018; Brodhagen *et al.*, 2015).

Algunos estudios han evidenciado que la tasa de biodegradación de este tipo

de plásticos en condiciones naturales (suelo) no cumple los estándares de biodegradación obtenidos en los ensayos estandarizados (condiciones controladas de compostaje industrial, incubación en suelos artificiales, y temperaturas elevadas), que normalmente no reflejan las condiciones de los suelos agrícolas (Brodhagen *et al.*, 2017; Sanchez-Hernandez *et al.*, 2020).

Lo anterior representa un problema ambiental importante por la generación de micro y nanoplásticos, siendo actualmente uno de los problemas ambientales de mayor preocupación a nivel global (Sanchez-Hernandez *et al.*, 2020).

Microplásticos (MPs) se denomina a las partículas plásticas de tamaño  $< 5$  mm (Cole *et al.*, 2011) y nanoplásticos (NPs)  $< 100$  nm o  $1000$  nm (Gigault *et al.*, 2018; Nguyen *et al.*, 2019), dependiendo de distintos autores, puesto que el límite de tamaño conceptual entre MPs y NPs es aún controvertido.

Sintim y Flury (2017) informaron que las consecuencias ambientales del uso de acolchados plásticos biodegradables no se han estudiado en profundidad y que las normas internacionales que confirman su seguridad no son suficientemente rigurosas, ya que se fundamentan en la desintegración macroscópica del plástico biodegradable y en la eficiencia de conversión del carbono orgánico a  $\text{CO}_2$ , ignorando las partículas residuales o MPs remanentes. Estas partículas pueden ser posibles factores adsorbentes de residuos de agroquímicos y metales traza, tóxicos para la calidad del suelo y para los cultivos próximos que se establezcan (Sintim y Flury, 2017).

Los macroplásticos integrados en el suelo se desintegran en MPs y NPs, los cuales pueden adsorber metales pesados en el suelo, relacionados a la contaminación de vegetales y frutas además de riesgos potenciales para la biología del suelo y la salud humana (Qi R *et al.*, 2020).

En la actualidad, se han reportado los efectos de los MPs y NPs en plantas y suelos (Bosker *et al.*, 2019), con resultados aún heterogéneos dependientes de multifactores, como el tipo de suelo, su textura, porosidad, contenido nutricional e historiales previos de manejo (Riveros *et al.*, 2022), influyendo igualmente en estos parámetros la escasa claridad en métodos validados para la identificación y cuantificación de las micropartículas (Möller *et al.*, 2020). Por lo anterior, la

investigación de métodos en remediación es aún escasa y requiere costosos procedimientos (Zhou Y *et al.*, 2022); algunos proponen mitigar la presencia de estos materiales mediante microorganismos, tales como algas y géneros bacterianos (Sarmah y Rout, 2019), puesto que son capaces de colonizar la superficie del material y alterar sus propiedades físicas y químicas, tales como su peso molecular y morfología. Sin embargo, dada la diversidad de resultados en los efectos de estos contaminantes en los agroecosistemas, hace falta claridad respecto a los conocimientos actuales para abarcar próximas investigaciones que permitan avances en este campo, por lo que el objetivo de este trabajo es analizar los principales avances científicos relativos a la identificación del ingreso de plásticos en suelos agrícolas, sus implicancias ambientales y avances en técnicas analíticas de detección, con proyección hacia las técnicas de remediación.

## **METODOLOGÍA**

La literatura consultada fue seleccionada en diferentes bases de datos científicas como Scopus, ScienceDirect y Google Scholar, utilizando la siguiente combinación de palabras claves: “microplastics”, “nanoplastics”, “agricultural soils”, “crops”, “remediation”, “Identifying particles” y “soil properties”, filtrados por artículos y libros publicados desde 2017 a la actualidad. La selección de textos anteriores a este rango de tiempo fue realizada en función de su información brindada, que ha sido base de las investigaciones posteriores que se describen en la presente monografía.

## **DESARROLLO Y DISCUSIÓN**

### **Capítulo 1. Plasticultura y principales fuentes de ingreso de plásticos en suelos agrícolas**

La plasticultura inicia poco después de la Segunda Guerra Mundial (Brodhagen *et al.*, 2015), cuando se utilizó por primera vez el polietileno (PE) como cubierta para invernaderos tradicionales en reemplazo al vidrio que se utilizaba hasta esa época (Kasirajan y Ngouajio, 2012). Desde entonces la aplicación de estos materiales para diversos usos ha ido en aumento. Durante los años 50's se producían 2 millones de toneladas (Mtons) plásticas a nivel global (Ritchie y Roser, 2018), ascendiendo a

367 Mtons producidas en 2019, centradas mayormente en Asia, Norte América y Europa, con un 51 %, 18 % y 17 % de la producción a mundial respectivamente (PlasticsEurope, 2020). En la actualidad, estimaciones indican que 5,6 Mtons de plásticos al año son destinadas a actividades agrícolas, con un incremento del 7 % anual (Briassoulis y Giannoulis, 2018; Guerrini *et al.*, 2019).

Polímeros como el PE y sus derivados de baja densidad (LDPE) y alta densidad (HDPE) son los materiales mayormente empleados en la fabricación de plásticos para uso agrícola (Brodhagen *et al.*, 2017).

La composición de estos materiales les brinda resistencia al desgaste físico, químico y biológico, impidiendo acelerar su degradación ambiental (Sintim y Flury, 2017). Acolchados plásticos de LDPE bajo suelo reducen su peso en solo en un 0,2 % en 10 años y se estima que se requiere un período de 300 años para su degradación completa (Steinmetz *et al.*, 2016).

Otros materiales utilizados en la fabricación de acolchados son el polipropileno (PP), policarbonato (PC) y cloruro de polivinilo (PVC), también aplicado en sistemas de riego (Mormile *et al.*, 2017); donde, éste último fue prohibido para uso en acolchados por Estados Unidos debido a su potencial cancerígeno (Steinmetz *et al.*, 2016). Se utiliza igualmente el tereftalato de polietileno (PET) para envasado y embotellado, polipropileno (PP) en hilos de fibra, poliuretano (PU) en almacenamiento y protección, poliestireno (PS) y metacrilato de polimetilo (PMMA) empleados en sistemas agrícolas y hortícolas (Mormille *et al.*, 2017; Yu *et al.*, 2021).

Del total de láminas plásticas utilizadas mundialmente en 2015, 1,8 Mton fueron utilizadas para acolchados, 1,3 Mton para invernaderos y 0,3 Mton para ensilajes (Mormile *et al.*, 2017). Asia es el principal continente que emplea plásticos para uso agrícola, abarcando un 62 % del consumo mundial, en donde solamente China abarca el 70 % de la demanda en esta región (Guerrini *et al.*, 2019).

Se debe considerar que el uso de materiales plásticos ha acelerado el desarrollo agrícola durante las últimas décadas, generando microclimas óptimos para la producción de cultivos y procesamiento de materias primas (Sintim y Flury, 2017) permitiendo extender el ciclo agronómico de cultivos (Guerrini *et al.*, 2019). Sin el uso de plástico en actividades agrícolas, había una reducción en el 60 % de la

producción de cultivos hortícolas y productos de origen animal (Siwek *et al.*, 2019).

La utilización de plásticos biodegradables o bioplásticos como el ácido poliláctico (PLA) son opciones utilizadas en reemplazo a polímeros como el PE y sus derivados. La norma europea EN 17033 regula los materiales para acolchados biodegradables (European Committee for Standardization, 2018). Se establecen como requisitos películas fabricadas con materiales termoplásticos destinadas a biodegradarse en el suelo; considerándose como biodegradable mientras alcance un porcentaje de mineralización al 90 % durante 24 meses (Briassoulis y Degli-Innocenti, 2017), permitiendo que la biomasa se degrade y convierta en CO<sub>2</sub> (Chinaglia *et al.*, 2018). Además, se requieren evaluaciones de ecotoxicidad de crecimiento de plantas y prueba de lombrices de toxicidad aguda para evitar los posibles efectos adversos de la degradación del material al final de su vida útil (Tosin *et al.*, 2020).

Sin embargo, estos materiales tienen una vida útil que depende de las condiciones del medio y la utilización que se les brinde, siendo aún incierto el destino de estos materiales posterior a su remoción en los agroecosistemas (Babaghayou *et al.*, 2020). Algunos factores climáticos como la temperatura elevada, la radiación solar, la lluvia y el viento están implicados en la descomposición física, el envejecimiento y la reducción en la calidad de los materiales plásticos (Dilara y Briassoulis, 2000). Este desgaste continuo y la utilización sucesiva de cobertura da lugar a la formación de MPs y NPs como fuente secundaria de ingreso de estas partículas al ambiente del suelo (Piehl *et al.*, 2018).

Las fuentes primarias de entrada radican en las aplicaciones de enmiendas orgánicas como compost y biosólidos (lodos), siendo las mayores fuentes de ingreso de MPs y NPs en suelos agrícolas (Bläsing y Amelung, 2018). Los compost pueden proceder de alimentos previamente contaminados con MPs y NPs o de sus empaques (Weithmann *et al.*, 2018); así mismo, los lodos pueden contener plásticos provenientes de vestuario, artículos de aseo y en menor medida de escorrentía superficial (Golwala *et al.*, 2021).

Los lodos son un subproducto del tratamiento de aguas residuales aplicados como enmienda, debido a su composición abundante en materia orgánica y

nutrientes que aportan a mejorar las propiedades de los suelos (Eid *et al.*, 2018; Corradini *et al.*, 2019). Sin embargo, se ha estimado que la incorporación de estas enmiendas incrementa sucesivamente la acumulación de MPs y NPs. Van den Berg *et al.* (2020), evaluaron la influencia de lodos en suelos de 16 campos agrícolas españoles y demostraron que, en promedio, las cargas de plástico del suelo aumentaron en 280 MPs de densidad ligera  $\text{kg}^{-1}$  ( $\rho < 1 \text{ g cm}^{-3}$ ) y en 430 MPs de densidad alta  $\text{kg}^{-1}$  ( $\rho > 1 \text{ g cm}^{-3}$ ) con cada aplicación. En Chile, Corradini *et al.* (2019), evaluaron 31 campos agrícolas en la Región Metropolitana durante 10 años, donde demostraron que la presencia de MPs ascendió a 10.400 partículas  $\text{kg}^{-1}$  de muestra, cifra incrementada con aplicaciones posteriores.

Esta problemática se incrementa con la utilización de acolchados plásticos como fuente de contaminación (Huang *et al.*, 2020); dada su inadecuada eliminación de los suelos agrícolas, que considera el costo operacional requerido para su remoción y el desgaste mecánico durante la temporada, genera la fragmentación del material en MPs y NPs (Astner *et al.*, 2019).

Los cambios físicos en los plásticos dan lugar a sus distintas formas en los suelos, siendo estas dependientes de la fuente. Suelos de uso hortícola presentan mayormente microplásticos con formas de fragmentos (Ramos *et al.*, 2015); mientras que, en suelos con aplicaciones de lodos, predominan otras formas como fibras, microfibras y microperlas (Corradini *et al.*, 2019; Chen Y *et al.*, 2020). Las variadas formas de MPs y NPs se modificarán a medida que continúen su degradación y, por ende, darán lugar a distintos efectos en los suelos donde estén presentes.

## **Capítulo 2. Implicancias agroambientales de MPs y NPs**

**MPs y NPs en las propiedades de los suelos:** las propiedades físicas, químicas y biológicas representan tres de los ejes principales de la salud de los suelos (Kibblewhite *et al.*, 2008). Por ello, conocer los efectos de los plásticos en cada uno de estos indicadores ayuda a dilucidar sus implicancias en este recurso (de Souza Machado *et al.*, 2018).

- **Propiedades físicas:** la formación de agregados en los suelos está directamente

relacionada con las características de su estructura. Zhang y Liu (2018), determinaron que el 72 % de los residuos plásticos están ligados a los agregados de suelo, mientras que el 28 % restante se encuentran dispersos. Existe evidencia de que la presencia de estas partículas afecta de forma negativa la agregación del suelo, reduciendo significativamente los agregados estables al agua (Liang *et al.*, 2021; Lozano *et al.*, 2021), siendo las fibras la forma de MPs mayormente involucradas en estos resultados (Zhang *et al.*, 2019; Lehmann *et al.*, 2019), debido a su diferencia con las partículas del suelo en términos de forma y estructura; en comparación a los fragmentos (643  $\mu\text{m}$ ) y perlas (15–20  $\mu\text{m}$ ), cuyos resultados no fueron significativos (de Souza Machado *et al.*, 2018; de Souza Machado *et al.*, 2019).

La porosidad del suelo también se ha visto afectada. Zhang *et al.* (2019), informaron que microfibras de poliéster (PES; dosis: 0,1 % y 0,3 % p/p; < 5  $\mu\text{m}$ ) aumentaron el volumen de los poros > 30  $\mu\text{m}$ , mientras que redujeron el de los microporos < 30  $\mu\text{m}$ ; se concluyó que esto fue producto al tamaño reducido de las partículas, capaces de bloquear los poros de menor dimensión; y a la estructura de las fibras, que lograron generar un efecto aglutinante formando agregados más grandes y por ende aumentar el volumen de macroporos (Lozano *et al.*, 2021).

La densidad de los polímeros plásticos es menor a la densidad de las partículas del suelo (Mbachu *et al.*, 2021), por lo que la acumulación progresiva de MPs reducirá su densidad aparente. Estos resultados son concluyentes independiente del tipo de polímero (de Souza Machado *et al.*, 2018; de Souza Machado *et al.*, 2019), aunque pueden encontrarse variaciones entre ellos por su forma. A diferencia de los fragmentos y fibras, las perlas de PA no presentaron reducción de la densidad aparente, producto de su similitud en forma a las partículas de un suelo franco arenoso (de Souza Machado *et al.*, 2019). La disminución de la densidad aparente permite cambios en la dinámica del agua en el suelo, facilitando el aumento en el área exploratoria de las raíces vegetales y, por ende, aumentar la evaporación del agua (Lozano y Rillig, 2020), provocando igualmente agrietamiento en suelos arcillosos a corto plazo (Wan *et al.*, 2019). Por su parte, la capacidad de retención de agua en los suelos afectado por MPs es dependiente del polímero, forma y dosis

aplicada. De Souza Machado *et al.* (2018), informaron que mientras fibras de PES lograron aumentar significativamente la retención de humedad de un suelo franco arenoso, las fibras de PAA no lograron un efecto significativo bajo el mismo parámetro, posiblemente por la característica mayormente flexible del primer polímero.

Si bien, en indicadores físicos como la densidad aparente existen conclusiones concordantes entre los autores, aún existen resultados contrastantes relativos a los demás parámetros, dependientes del tipo de polímero e inclusive del tipo de experimento realizado ya sea en campo o invernaderos, por lo que es un área de estudio a continuar evaluando.

- **Propiedades químicas:** la abundancia de MPs/NPs en suelos afecta igualmente sus propiedades químicas. El pH, indicador de la disponibilidad de nutrientes en los suelos (Rousk *et al.*, 2010), se ve afectado por la presencia de MPs/NPs. Yang W *et al.* (2021), evaluaron que la adición de MPs de PLA (1 % p/p) y HDPE (10 % p/p) aumentó el pH del suelo significativamente, cuyo valor inicial fue de 6 y posterior a tratamiento, cercano a 6,5. Sin embargo, resultados contrastantes informan una reducción del pH posterior a someterse a MPs (Boots *et al.*, 2019; Dong *et al.*, 2021a), utilizando polímeros de PE, PS y PLA; hallazgos nuevamente dependientes del polímero utilizado e inclusive, del historial previo de fertilización (Li H *et al.*, 2021). El pH tiene implicancias en los MPs presentes en el suelo, acelerando el deterioro de estos en condiciones ácidas (Piccardo *et al.*, 2020), mientras que en condiciones alcalinas reducen el contenido del carbono orgánico del suelo (COS) a medida que aumenta el contenido de MPs (Liu Y *et al.*, 2021).

Los estudios han examinado los efectos de los MPs en la materia orgánica del suelo (MOS) con resultados variables, centrados en el análisis de la materia orgánica disuelta (MOD). Yu *et al.* (2020), informaron que MPs de PE redujeron el contenido de carbono orgánico disuelto (COD) durante los 150 días del experimento. Sin embargo, también se ha descubierto la interacción de Actinobacterias en la degradación de PLA, un tipo de bioplástico, derivando a resultados donde el COD se ha visto significativamente incrementado bajo dosis de MPs al 2 % (p/p), mientras que fue reducida la formación de ácidos húmicos y

fúlvicos (Chen H *et al.*, 2020). Li H *et al.* (2021), no hallaron efectos significativos en el COD en nueve suelos distintos, posiblemente por la implicancia de los historiales de fertilización previos, compuestos por fertilizantes inorgánicos, orgánicos y sin fertilización.

Existen resultados diversos y poco concluyentes respecto a los efectos de las partículas plásticas en los nutrientes del suelo. MPs de PVC provocaron una reducción en el contenido de N y P disponible en un 13 % y 30 % respectivamente, durante un estudio de 35 días (Yan *et al.*, 2021); resultados coincidentes con polímeros de PS y PTFE, cuyas MPs disminuyeron el contenido de N y P disponible en suelos de uso arrocero, bajo dosis de 0,25 % y 0,5 % para cada polímero (Dong *et al.*, 2021a). No obstante, Lozano *et al.* (2021), reportó la reducción en la pérdida de nutrientes y el aumento en la retención de estos, en un suelo franco arenoso durante un estudio de dos meses utilizando fibras de PES, donde el impacto positivo de las fibras sobre la agregación del suelo se atribuyó a mejores resultados en retención nutricional.

Aún existe una compleja discusión sobre los mecanismos mediante los cuales MPs/NPs influyen sobre la dinámica a nivel nutricional en los suelos, siendo las principales hipótesis atribuidas al desgaste de los plásticos y aumento de la superficie porosa de estos, incrementando su capacidad adsorción (Mao *et al.*, 2020), que modifica la disponibilidad nutritiva; como también, las implicancias sobre los cambios de las poblaciones microbianas y enzimáticas, directamente ligadas a los ciclo biogeoquímicos de los nutrientes. Los hongos micorrízicos arbusculares (AMF) en simbiosis con las plantas promueven la solubilización de P (Wang F, 2017); los MPs afectan las comunidades de AMF y su capacidad de colonización (Lehmann *et al.*, 2020), por ende, generando efectos indirectos sobre la disponibilidad nutritiva (Wang F *et al.*, 2020).

- **Metales traza:** las investigaciones actuales han demostrado que los MPs son capaces de adsorber metales traza como Cd, Pb, Cr, Zn y Cu, promoviendo el transporte de estos en el suelo (Hodson *et al.*, 2017; Godoy *et al.*, 2019; Pinto-Poblete *et al.*, 2022); sin embargo, la morfología, porosidad de la superficie y el grado de envejecimiento de los plásticos determinan significativamente la adsorción

de estos elementos (Wang F *et al.*, 2019). Se han evidenciado diferencias en la adsorción de metales pesados dependientes de los polímeros evaluados; MPs de PE y PVC adsorbieron efectivamente Pb, Cr y Zn, pero el PET presentó un efecto contrario (Godoy *et al.*, 2019); mientras que el Pb se adsorbió mejor a los MPs en comparación al Cu y el Cd, efecto atribuido a la interacción electrostática entre el Pb y las MPs (Zou *et al.*, 2020).

Los mecanismos de adsorción y desorción de los metales traza en los suelos aún es un campo con diversos descubrimientos y en constante avance; sin embargo, los efectos de la movilización de estos elementos en organismos vegetales se han reportado con mayor preocupación. Feng X *et al.* (2022), en un experimento de incubación de suelo agrícola durante 120 días, demostraron que MPs de PE, PS, PA y PLA al 2 % (p/p), aumentaron la disponibilidad de Pb, influyendo negativamente con la diversidad bacteriana del suelo; además de que la exposición de MPs de PES y Cd en conjunto alteraron bacterias funcionales en los ciclos de C y N (Zeb *et al.*, 2022). La coexistencia de MPs y metales pesados pueden aumentar su biodisponibilidad en el suelo mediante desorción, que desencadena una mayor bioacumulación de metales en las plantas (Wang F *et al.*, 2021).

**MPs y NPs en plantas vasculares:** las implicancias de las partículas plásticas en el ambiente sobre las plantas vasculares comienzan con su adsorción y/o absorción en el suelo (Bosker *et al.*, 2019). MPs y NPs son capaces de adherirse a la cubierta de las semillas durante su emergencia (Schwab *et al.*, 2016; Taylor *et al.*, 2020) y posteriormente penetrar en la radícula de las plántulas, dificultando el desarrollo radical (Li L *et al.*, 2020). Bosker *et al.* (2019), sometieron semillas de berro (*Lepidium sativum* L.) a distintos tamaños de partículas esféricas de PS: 50, 500 y 4800 nm; determinando que la tasa de germinación fue afectada negativamente según el tamaño de las partículas, con 56 %, 46 % y 21 % respectivamente para cada tamaño de esfera. Además, mediante imágenes de microscopía confocal evidenciaron que previo a la germinación las partículas plásticas se acumularon en poros del episperma y posteriormente a la rotura del endospermo, los plásticos siguieron incorporándose a la radícula emergente (Bosker *et al.*, 2019). En cultivos

hidropónicos de maíz (*Zea mays* L. var. Jubilee) se demostró que micropartículas de PE (3  $\mu\text{m}$ ) redujeron un 50 % la altura y la biomasa de las plantas, dificultó el desarrollo de la raíz e inhibió el crecimiento de raíces laterales (Urbina *et al.*, 2020).

Las vías de ingreso de MPs/NPs a las plantas ocurre a través de los espacios porosos generados producto de la división celular activa que ocurre en las zonas emergentes de la radícula y en los meristemas apicales (Li L *et al.*, 2020), los plásticos son capaces de incorporarse en los tejidos por apoplasto cuando la Banda de Caspary no está del todo desarrollada y torcer las paredes celulares como método de entrada (Wu *et al.*, 2021; Dong *et al.*, 2021b).

El sistema de absorción de nutrientes es afectado por la influencia de MPs y NPs mediante la modificación del metabolismo vegetal (Lian *et al.*, 2020) y alteraciones en el funcionamiento de fitohormonas (Zhou C *et al.*, 2021) que influyen directamente en el desarrollo, y en cambios a nivel radical (Li S *et al.*, 2021). Se ha demostrado que concentraciones crecientes de MPs aumentan la presencia de especies reactivas al oxígeno (Choudhury *et al.*, 2017) y esto a su vez, desencadena la respuesta defensiva del sistema antioxidante en especies como *L. sativum*, en donde plantas tratadas con PVC y PE generaron mayores producciones de peróxido de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) y menores cantidades de ácido ascórbico involucrado en mitigar el impulso oxidativo (Pignattelli *et al.*, 2020) a fin de eliminar el exceso de estos compuestos y evitar daños severos en tejidos (Hasanuzzaman *et al.*, 2020).

El rol de las fitohormonas es de importancia en la modulación de la absorción de nutrientes (Zhou C *et al.*, 2021). Li S *et al.*, (2021) sometieron semillas de cebada (*Hordeum vulgare* L.) a MPs de PS y PMMA, donde la disminución de hormonas juveniles como auxinas (IAA e IBA) y citoquininas (CK) frenaron el crecimiento de raicillas, influyendo sobre el desarrollo radical. Además, enzimas relacionadas al metabolismo de carbohidratos se vieron afectadas, inhibiendo la acumulación de biomasa y por ende alterar los procesos de absorción de agua y nutrientes. En plantas de pepino se ha observado a nivel radical una reducción del contenido de Mg, Ca y Fe, causado por la influencia de NPs-PS (Li Z *et al.*, 2021).

Posterior al ingreso de MPs y NPs a los sistemas vegetales en el suelo, estos son capaces de trasladarse a zonas aéreas de la planta, utilizando principalmente

los haces vasculares impulsados por la fuerza del proceso de transpiración (Li L *et al.*, 2020). Li Z *et al.* (2021), evaluaron la dinámica de ingreso y movimiento de partículas plásticas de PS en plantas de pepino (*Cucumis sativus* L.); detectaron las vías de entrada de NPs mediante grietas y espacios porosos de la radícula, integrándose a la epidermis y tejido cortical. Sin embargo, también evidenciaron el alcance de los plásticos en tejidos intercelulares del tallo, cáliz de flores y frutos, significando un riesgo efectivo del ingreso de partículas nanoplásticas en la alimentación humana (Li Z *et al.*, 2021; Conti *et al.*, 2020). Así mismo Dong *et al.* (2021b), reportaron la presencia de NPs de PS (0,2  $\mu\text{m}$ ) en hojas de zanahoria (*Daucus carota* L.) y que la combinación de concentraciones ascendentes de MPs (1  $\mu\text{m}$ ) con elementos contaminantes como As generó torcedura y destrucción de las paredes celulares en el tubérculo, gracias a la facilidad de acumulación intercelular de los plásticos (Li L *et al.*, 2020), provocando un decremento de azúcares solubles,  $\alpha$ -caroteno,  $\beta$ -caroteno y de la actividad pectina metil esterasa (PME) relacionada con la estabilidad mecánica de las paredes celulares (Zhao *et al.*, 2016) afectando directamente la calidad comercial del cultivo (Dong *et al.*, 2021b).

Los daños informados también influyen sobre la actividad fotosintética de los cultivos. Wang F *et al.* (2020), demostraron que la presencia de micropartículas de PLA (1 %), redujeron a la mitad el contenido neto de clorofila en *Z. mayz* respecto al control (1,4  $\text{mg g}^{-1}$  versus 2,8  $\text{mg g}^{-1}$ ); las partículas de PE no tuvieron efectos significativos en este estudio respecto al mismo parámetro. Sin embargo, MPs de este polímero afectaron significativamente en la tasa de fotosíntesis neta, conductancia estomática y actividad de transporte de electrones del fotosistema II (Fv/Fm) en *L. sativa*, reduciendo la capacidad funcional del aparato fotosintético (Gao *et al.*, 2019).

Si bien existe evidencia de las implicancias de los MPs y NPs en las plantas, esto depende de factores que aumentarán o no su fitotoxicidad. Por ejemplo, uno de los componentes relevantes es el tamaño de las partículas presentes y la dosis aplicada (Bosker *et al.*, 2019; Gao *et al.*, 2019). Partículas más pequeñas (NPs) presentan una mayor biodisponibilidad que facilita su alcance a órganos aéreos de

los vegetales (Li Z *et al.*, 2021; Dong *et al.*, 2021b) en comparación con plásticos de mayor dimensión (MPs), con tendencia a la acumulación intercelular en raíces (Li L *et al.*, 2020).

Otro factor es la dosis, una concentración mayor de exposición a plásticos incrementa su interacción con las plantas. Urbina *et al.* (2020), informaron que dosis elevadas de microperlas de PE (100 mg PE L<sup>-1</sup>) generó un efecto limitante en el desarrollo radical de maíz versus una dosis reducida del mismo componente (0.0125 mg PE L<sup>-1</sup>). En lechuga (*Lactuca sativa* L.) el peso por hoja y altura de planta fueron reducidos bajo concentraciones ascendentes de plásticos (Gao *et al.*, 2019). Sin embargo, hay otros factores que muestran respuestas disimiles incluso en una misma especie. Se han evidenciado diversos resultados a partir de distintos tipos de polímeros plásticos. Wang F *et al.* (2020), evaluaron el efecto de PE y PS en maíz (*Zea mays* L. var. Wannuoyihao) cultivado en suelo; donde no obtuvieron inhibición radical bajo concentraciones altas de PE (10 %), incluso su biomasa se vio incrementada, contrario a los tratamientos de PS a bajas dosis (0,1 % - 10 %) mostraron una disminución de la biomasa de la planta. Sin embargo, la especie es otro factor por considerar; mientras el PE no generó efectos adversos en maíz, si afecta la calidad productiva en otras especies como trigo (*Triticum aestivum* L.; Qi Y *et al.*, 2018), haba (*Vicia faba* L.; Jiang *et al.*, 2019) y frutilla (*Fragaria x ananassa* Duch), reduciendo la biomasa vegetal, volumen de raíces y rendimiento (Pinto-Poblete *et al.*, 2022).

### **Capítulo 3. Determinación de MPs y NPs en suelos y tendencias recientes en remediación**

La investigación relativa a MPs/NPs en suelos agrícolas es aún muy reciente (Möller *et al.*, 2020), por lo que actualmente se carece de exactitud en métodos estandarizados para la separación de plásticos en muestras de suelos, su identificación y cuantificación (Hurley *et al.*, 2018). Además, de protocolos óptimos de muestreo que reduzcan al máximo las probabilidades de contaminar las muestras y descomponer las partículas plásticas durante la extracción, evitando la alteración de resultados (Pérez *et al.*, 2022).

El muestreo es la primera etapa en el estudio de MPs y NPs; se ha observado que mayormente en las investigaciones esto se realiza a 15 cm de profundidad del suelo como máximo (Zhou B *et al.*, 2019; Chen Y *et al.*, 2020; Feng S *et al.*, 2021), mientras que pocos estudios suelen extraer muestras sobre los 20 cm (Corradini *et al.*, 2019; Yang J *et al.*, 2021) e inclusive a 100 cm (Li S *et al.*, 2022), cuando son investigaciones de larga data, donde se consideran décadas de aplicaciones de MPs/NPs en los suelos. Posteriormente es imprescindible el almacenamiento adecuado de las muestras, evitando envolturas y recipientes plásticos que pudieran contaminar el material a analizar (Bergmann *et al.*, 2019); igualmente se aplica un tiempo de secado, pudiéndose realizar al aire o mediante horno a  $< 70$  °C (Chen Y *et al.*, 2020; Feng S *et al.*, 2021).

La fase de extracción es un punto crítico en la investigación de partículas plásticas, sobre todo porque existe el desafío de separar las MPs/NPs de la matriz del suelo (Bläsing y Amelung, 2018) y la materia orgánica (Hurley *et al.*, 2018). Se han puesto a prueba metodologías a base de filtrado posterior a la agitación con agua destilada (Beriot *et al.*, 2020) y la separación por densidad, aplicando a las muestras soluciones salinas saturadas como cloruro de sodio (NaCl), yoduro de sodio (NaI), bromuro de sodio (NaBr) y cloruro de zinc ( $ZnCl_2$ ), en dosis con rangos entre  $1,2 \text{ g cm}^{-3}$  y  $1,7 \text{ g cm}^{-3}$  (Radford *et al.*, 2021), que provoquen la precipitación de las partículas del suelo y generen sobrenadantes donde se encuentren las MPs/NPs (van Den Berg *et al.*, 2020). Sin embargo, los procedimientos de agitación, filtrado e inclusive vibraciones ultrasónicas deben ser repetidas para obtener muestras libres de partículas naturales del suelo que puedan ser confundidas con plásticos mediante el análisis visual (Rodríguez *et al.*, 2020; Zhang y Liu, 2018). Adicionalmente se añade una solución de  $H_2O_2$  o en su defecto el reactivo de Fenton para degradar la materia orgánica restante de los sobrenadantes (Liu M *et al.*, 2018), este paso se recomienda realizar al final para evitar la descomposición de las partículas plásticas al inicio del proceso de extracción y filtrado (Hurley *et al.*, 2018), evitando alterar el estado natural de las muestras previo a su análisis.

El método de identificación y cuantificación visual fue utilizado posterior a la extracción de los plásticos de la matriz de suelo, incluyendo observaciones macro y

microscópicas para detallar tamaños, formas, colores y morfologías de los MPs/NPs mediante microscopía estereoscópica, dado su uso en la contaminación microplástica marina (Adeogun *et al.*, 2020). Este método es de sencilla aplicación y bajo costo; sin embargo, sus desventajas radican en su baja confiabilidad por el alto grado de error en la identificación de plásticos de menor tamaño y sus características detalladas (Patil *et al.*, 2022), por lo que se hizo necesario complementar estos procedimientos con instrumentales calificados y de mayor exactitud, como la microscopía electrónica de barrido, que permita obtener una imagen superficial nítida de las MPs (Wang Z *et al.*, 2017), llegando a las técnicas mayormente utilizadas actualmente mediante espectroscopia vibratoria FTIR y Raman, basados en la vibración molecular a través de la relación de la radiación electromagnética de una longitud de onda específica (Cabernard *et al.*, 2018), que obtienen con detallada exactitud la identificación cuantitativa y cualitativa de los MPs/NPs (Huang *et al.*, 2020). Sin embargo, son métodos que requieren mayores tiempos de análisis y personal capacitado en estas técnicas (Patil *et al.*, 2022), además de ser instrumentales costosos, que actualmente genera una brecha en la investigación de este campo.

Motivo de lo anterior, en la actualidad solamente existen estudios incipientes respecto a la remediación de MPs en sus distintas fuentes, basados principalmente en la eliminación de estas partículas en compost y lodos. Sun *et al.* (2021), hallaron que la degradación de MPs de PHA y PE asistida por el compostaje disminuyeron su cantidad de en un rango del 13 % al 29 % acelerando el desgaste los cambios morfológicos de las estructuras plásticas y acelerando la pérdida de carbono de estos. Auta *et al.* (2017), propusieron un método para eliminar microplásticos de PE, PS, PET y PP mediante la utilización de las especies bacterianas *Bacillus gottheilii* y *Bacillus cereus* en la biodegradación de los MPs. Se ha demostrado que estas cepas de bacterias producen enzimas como esterasa y lacasa que son capaces de degradar exitosamente el polietileno (Muhonja *et al.*, 2018). Estos resultados sugieren que la utilización de bacterias podría ser una forma efectiva de eliminar los microplásticos del suelo; sin embargo, la falta de metodologías aprobadas a mayores escalas ha hecho difícil la obtención de evidencia efectiva sobre

remediación de suelos en la actualidad.

## **CONCLUSIONES**

Las principales vías de ingreso de micro y nanoplásticos radican en las aplicaciones de enmiendas, dada la complejidad de descontaminar estos productos previamente; por lo que, se ha puesto interés en mitigar esta problemática mediante el uso correcto y asertivo de plásticos en sistemas frutales y hortícolas principalmente, cuya aplicación corresponde a la fuente secundaria de ingreso de la contaminación plástica en los suelos.

Actualmente se carece de resultados determinantes sobre las consecuencias en los suelos, dada la transversalidad de ambientes que se han estudiado; sin embargo, existe resultados mayormente concordantes en los efectos negativos que micro- y nanoplásticos tienen en las plantas, sobre todo en sinergia con otros contaminantes como los metales trazas, afectando la calidad y rendimientos de los cultivos, además de escalar estos contaminantes en la dieta humana.

La complejidad de los sistemas agrícolas, de los distintos tipos de suelos y sus distintos usos ha dificultado obtener métodos estandarizados para investigar la presencia de micro- y nanoplásticos en los suelos y, por ende, obtener la evidencia que demuestre las técnicas efectivas de remediación que puedan aplicarse en la amplitud de los suelos agrícolas del mundo.

## **REFERENCIAS**

1. Adeogun, A.O., O.R. Ibor, E.A. Khan, A.V. Chukwuka, E.D. Omogbemi and A. Arukwe. 2020. Detection and occurrence of microplastics in the stomach of commercial fish species from a municipal water supply lake in southwestern Nigeria. *Environ Sci Pollut R.* 27(25): 31035-31045.
2. Astner, A.F., D.G. Hayes, H. O'Neill, B.R. Evans, S.V. Pingali, V.S. Urban and T.M. Young. 2019. Mechanical formation of micro-and nano-plastic materials for environmental studies in agricultural ecosystems. *Sci Total Environ.* 685: 1097-1106.
3. Auta, H., C. Emenike and S. Fauziah. 2017. Screening of *Bacillus* strains isolated from mangrove ecosystems in Peninsular Malaysia for microplastic degradation. *Environ Pollut.* 231: 1552–1559.

4. Babaghayou, M.I., A.I. Mourad, A. Ochoa, F. Beltran and N. Cherupuraka. 2020. Study on the thermal stability of stabilized and unstabilized low-density polyethylene films. *Polym. Bull.* 78:5225–5241.
5. Bergmann, M., S. Mützel, S. Primpke, M.B. Tekman, J. Trachsel and G. Gerdts. 2019. White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. *Sci. Adv.* 5: eaax1157.
6. Beriot, N., J. Peek, R. Zornoza, V. Geissen and E. Huerta-Lwanga. 2020. Low density-microplastics detected in sheep faeces and soil: A case study from the intensive vegetable farming in Southeast Spain. *Sci. Total Environ.* 755: 142653.
7. Bläsing, M. and W. Amelung. 2018. Plastics in soil: analytical methods and possible sources. *Sci. Total Environ.* 612: 422–435.
8. Boots, B., C.W. Russell, D.S and D.S. Green. 2019. Effects of microplastics in soil ecosystems: above and below ground. *Environ. Sci. Technol.* 53: 11496-11506.
9. Bosker, T., L.J. Bouwman, N.R. Brun, P. Behrens and M.G. Vijver. 2019. Microplastics accumulate on pores in seed capsule and delay germination and root growth of the terrestrial vascular plant *Lepidium sativum*. *Chemosphere* 226: 774–781.
10. Briassoulis, D. and F. Degli-Innocenti. 2017. Standards for Soil Biodegradable Plastics. pp: 139-168. In: M. Malinconico (Ed.). *Soil Degradable Bioplastics for a Sustainable Modern Agriculture*. Green Chemistry and Sustainable Technology. Springer, Berlin.
11. Briassoulis, D. and A. Giannoulis. 2018. Evaluation of the functionality of bio-based plastic mulching films. *Polymer Testing*. 67: 99-109.
12. Brodhagen, M., J.R. Goldberger, D.G. Hayes, D.A. Inglis, T.L. Marsh and C. Miles. 2017. Policy considerations for limiting unintended residual plastic in agricultural soils. *Environ Sci Policy*. 69: 81-84.
13. Brodhagen, M., M. Peyron, C. Miles and D.A. Inglis. 2015. Biodegradable plastic agricultural mulches and key features of microbial degradation. *Appl Microbiol Biotechnol.* 99: 1039-1056.
14. Cabernard, L., L. Roscher, C. Lorenz, G. Gerdts and S. Primpke. 2018. Comparison of raman and fourier transform infrared spectroscopy for the quantification of microplastics in the aquatic environment. *Environ Sci Technol.* 52(22): 13279-13288.
15. Chen, H., Y. Wang, X. Sun, Y. Peng and L. Xiao. 2020. Mixing effect of polylactic acid microplastic and straw residue on soil property and ecological function. *Chemosphere.* 243: 125271.

16. Chen, Y., Y. Leng, X. Liu and J. Wang. 2020. Microplastic pollution in vegetable farmlands of suburb Wuhan, central China. *Environ. Pollut.* 257: 113449.
17. Chinaglia S., M. Tosin and F. Degli-Innocenti. 2018. Biodegradation rate of biodegradable plastics at molecular level. *Polym. Degrad. Stabil.* 147: 237-244.
18. Choudhury, F.K., R.M. Rivero, E. Blumwald and R. Mittler. 2017. Reactive oxygen species, abiotic stress and stress combination. *Plant J.* 90 (5): 856-867.
19. Cole, M., P. Lindeque, C. Halsband and T.S. Galloway. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 62: 2588-2597.
20. Conti, G.O., M. Ferrante, M. Banni, C. Favara, I. Nicolosi, A. Cristaldi, M. Fiore and P. Zuccarello. 2020. Micro- and nano-plastics in edible fruit and vegetables. The first diet risks assessment for the general population. *Environ. Res.* 187: 109677.
21. Corradini, F., P. Meza, R. Eguiluz, F. Casado, E. Huerta-Lwanga and V. Geissen. 2019. Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *Sci. Total Environ.* 671: 411-420.
22. Culman, S.W., J.M. Duxbury, J.G. Lauren and J.E Thies. 2006. Microbial community response to soil solarization in Nepal's rice-wheat cropping system. *Soil Biol. Biochem.* 38(12): 3359-3371.
23. de Souza Machado, A.A., C.W. Lau, J. Till, W. Kloas, A. Lehmann, R. Becker and M.C. Rillig. 2018. Impacts of microplastics on the soil biophysical environment. *Environ. Sci. Technol.* 52(17): 9656-9665.
24. de Souza Machado, A.A., C.W. Lau, W. Kloas, J. Bergmann, J.B. Bachelier, E.E. Faltin, R. Becker, A.S. Görlich and M.C. Rillig. 2019. Microplastics can change soil properties and affect plant performance. *Environ. Sci. Technol.* 53: 6044-6052.
25. Dilara, P.A. and D. Briassoulis. 2000. Degradation and stabilization of low-density polyethylene film used as greenhouse covering materials. *J Agric Eng Res.* 76:309-321.
26. Dong, Y., M. Gao, W. Qiu and Z. Song. 2021a. Effect of microplastics and arsenic on nutrients and microorganisms in rice rhizosphere soil. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 211: 111899.
27. Dong, Y., M. Gao, W. Qiu and Z. Song. 2021b. Uptake of microplastics by carrots in presence of as (III): combined toxic effects. *J. Hazard. Mater.* 411: 125055.
28. Eid, E.M., S.A. Alrumman, A.F. El-Bebany, K.F. Fawy, M.A. Taher, A.E. Hesham, G.A. El-Shaboury and M.H. Ahmed. 2018. The evaluation of sewage sludge

- application as a fertilizer for broad bean (*Faba sativa* Bernh.) crops. *Food Energy Secur.* 7(3): e00142.
29. European Committee for Standardization. 2018. *Plastics - Biodegradable Mulch Films for Use in Agriculture and Horticulture - Requirements and Test Methods.* EN17033. Bruselas, Bélgica.
  30. Feng, S., H. Lu and Y. Liu. 2021. The occurrence of microplastics in farmland and grassland soils in the Qinghai-Tibet plateau: Different land use and mulching time in facility agriculture. *Environ. Pollut.* 279: 116939.
  31. Feng, X., Q. Wang, Y. Sun, S. Zhang and F. Wang. 2022. Microplastics change soil properties, heavy metal availability and bacterial community in a Pb-Zn-contaminated soil. *J. Hazard. Mater.* 424: 127364.
  32. Gao, M., Y. Liu and Z. Song. 2019. Effects of polyethylene microplastic on the phytotoxicity of di-n-butyl phthalate in lettuce (*Lactuca sativa* L. var. *ramosa* Hort). *Chemosphere.* 237: 124482.
  33. Gigault, J., A. ter Halle, M. Baudrimont, P.Y. Pascal, F. Gauffre, P. Thuy-Linh and S. Reynaud. 2018. Current opinion: what is a nanoplastic? *Environ. Pollut.* 235: 1030-1034.
  34. Godoy, V., G. Blázquez, M. Calero, L. Quesada and M. Martín-Lara. 2019. The potential of microplastics as carriers of metals. *Environ. Pollut.* 255: 113363.
  35. Golwala, H., X. Zhang, S.M. Iskander and A.L. Smith. 2021. Solid waste: an overlooked source of microplastics to the environment. *Sci. Total Environ.*, 769: 144581.
  36. Guerrini, S., C. Yan, M. Malinconico and P. Mormile. 2019. *Agronomical Overview of Mulch Film Systems.* pp: 241-264. In: T. Gutiérrez (Ed.) *Polymers for Agri-Food Applications.* Springer.
  37. Hasanuzzaman, M., M.H.M.B. Bhuyan, F. Zulfiqar, A. Raza, S.M. Mohsin, J.A. Mahmud, M. Fujita and V. Fotopoulos. 2020. Reactive oxygen species and antioxidant defense in plants under abiotic stress: revisiting the crucial role of a universal defense regulator. *Antioxidants.* 9(8): 681.
  38. Hodson, M.E., C.A. Duffus-Hodson, A. Clark, M.T. Prendergast-Miller and K.L. Thorpe. 2017. Plastic bag derived-microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates. *Environ. Sci. Technol.* 51: 4714-4721.
  39. Huang, Y., J. Chapman, Y. Deng and D. Cozzolino. 2020. Rapid measurement of microplastic contamination in chicken meat by mid infrared spectroscopy and chemometrics: A feasibility study. *Food Control.* 113: 107187.
  40. Hurley, R.R., A.L. Lusher, M. Olsen and L. Nizzetto. 2018. Validation of a Method for extracting microplastics from complex, organic-rich, environmental matrices. *Environ. Sci. Technol.* 52: 7409–7417.

41. Jiang, X., H. Chen, Y. Liao, Z. Ye, M. Li and G. Klobučar. 2019. Ecotoxicity and genotoxicity of polystyrene microplastics on higher plant *Vicia faba*. *Environ. Pollut.* 250: 831-838.
42. Kasirajan, S. and M. Ngouajio. 2012. Polyethylene and biodegradable mulches for agricultural applications: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 32: 501-529.
43. Kibblewhite, M., K. Ritz and M. Swift. 2008 Soil health in agricultural systems. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 363: 685-701.
44. Lehmann, A., E.F. Leifheit, L. Feng, J. Bergmann, A. Wulf and M.C. Rillig. 2020. Microplastic fiber and drought effects on plants and soil are only slightly modified by arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Ecol. Lett.* 4(1): 32-44.
45. Lehmann, A., K. Fitschen and M.C. Rillig. 2019. Abiotic and biotic factors influencing the effect of microplastic on soil aggregation. *Soil Syst.* 3(1): 21.
46. Li, C., J. Moore-Kucera, J. Lee, A. Corbin, M. Brodhagen, C. Miles and D.A. Inglis. 2014. Effects of biodegradable mulch on soil quality. *Appl Soil Ecol.* 79: 59-69.
47. Li, H., D. Zhu, J.H. Lindhardt, S.M. Lin, X. Ke and L. Cui. 2021. Long-term fertilization history alters effects of microplastics on soil properties, microbial communities, and functions in diverse farmland ecosystem. *Environ. Sci. Technol.* 55: 4658-4668.
48. Li, L., Y. Luo, R. Li, Q. Zhou, W.J.G.M. Peijnenburg, N. Yin, J. Yang, C. Tu and Y. Zhang. 2020. Effective uptake of submicrometre plastics by crop plants via a crack-entry mode. *Nat. Sustain.* 3 (11): 929-937.
49. Li, S., F. Ding, M. Flury, Z. Wang, L. Xu, S. Li, D.L. Jones and J. Wang. 2022. Macro- and microplastic accumulation in soil after 32 years of plastic film mulching. *Environ. Pollut.* 300: 118945.
50. Li, S., T. Wang, J. Guo, Y. Dong, Z. Wang, L. Gong and X. Li. 2021. Polystyrene microplastics disturb the redox homeostasis, carbohydrate metabolism and phytohormone regulatory network in barley. *J. Hazard. Mater.* 415: 125614.
51. Li, Z., Q. Li, R. Li, J. Zhou and G. Wang. 2021. The distribution and impact of polystyrene nanoplastics on cucumber plants. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 28(13): 16042-16053.
52. Lian, J., J. Wu, H. Xiong, A. Zeb, T. Yang, X. Su, L. Su and W. Liu. 2020. Impact of polystyrene nanoplastics (PSNPs) on seed germination and seedling growth of wheat (*Triticum aestivum* L.). *J. Hazard. Mater.* 385: 121620.
53. Liang, Y., A. Lehmann, G. Yang, E.F. Leifheit and M.C. Rillig. 2021. Effects of microplastic fibers on soil aggregation and enzyme activities are organic matter dependent. *Front. Environ. Sci.* 9: 650155.

54. Liu, M., S. Lu, Y. Song, L. Lei, J. Hu, W. Lv, W. Zhou, C. Cao, H. Shi, X. Yang and D. He. 2018. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. *Environ. Pollut.* 242: 855-862.
55. Liu, Y., Q. Huang, W. Hu, J. Qin, Y. Zheng, J. Wang, Q. Wang, Y. Xu, G. Guo and S. Hu. 2021. Effects of plastic mulch film residues on soil-microbe-plant systems under different soil pH conditions. *Chemosphere.* 267: 128901.
56. Lozano, Y.M. and M.C. Rillig. 2020. Effects of microplastic fibers and drought on plant communities. *Environ. Sci. Technol.* 54: 6166-6173.
57. Lozano, Y.M., T. Lehnert, L.T. Linck, A. Lehmann and M.C. Rillig. 2021. Microplastic Shape, Polymer Type, and Concentration Affect Soil Properties and Plant Biomass. *Front. Plant Sci.* 12: 616645.
58. Mao, R., M. Lang, X. Yu, R. Wu, X. Yang and X. Guo. 2020. Aging mechanism of microplastics with UV irradiation and its effects on the adsorption of heavy metals. *J. Hazard. Mater.* 393: 122515.
59. Mbachu O., G. Jenkins, P. Kaparaju and C. Pratt. 2021. The rise of artificial soil carbon inputs: reviewing microplastic pollution effects in the soil environment. *Sci. Total Environ.* 780: 146569.
60. Möller, J. N., M.G.J. Löder, and C. Laforsch. 2020. Finding Microplastics in Soils: A Review of Analytical Methods. *Environ. Sci. Technol.* 54(4): 2078–2090.
61. Mormile, P., N. Stahl and M. Malinconico. 2017. The World of Plasticulture. pp 1-21. In: M. Malinconico. (Ed). *Soil Degradable Bioplastics for a Sustainable Modern Agriculture. Green Chemistry and Sustainable Technology.* Springer, Berlin, Heidelberg.
62. Muhonja, C.N., H. Makonde, G. Magoma and M. Imbuga. 2018. Biodegradability of polyethylene by bacteria and fungi from Dandora dumpsite Nairobi-Kenya. *PLoS One.* 13 (7): e0198446.
63. Ng, E.L., E.H. Lwanga, S.M. Eldridge, P. Johnston, H.W Hu, V. Geissen and D. Chen. 2018. An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems. *Sci Total Environ.* 627: 1377-1388.
64. Nguyen, B., D. Claveau-Mallet, L.M. Hernandez, E.G. Xu, J.M. Farner and N. Tufenkji. 2019. Separation and analysis of microplastics and nanoplastics in complex environmental samples. *Acc. Chem. Res.* 52 (4): 858-866.
65. Patil, S.M., N.R. Rane, P.O. Bankole, P. Krishnaiah, Y. Ahn, Y.K. Park, K.K. Yadav, M.A. Amin and B.H. Jeon. 2022. An assessment of micro-and nanoplastics in the biosphere: a review of detection, monitoring, and remediation technology. *Chem. Eng. Technol.* 430: 132913.

66. Pérez, C.N., F. Carré, A. Hoarau-Belkhiri, A. Joris, P.E.G. Leonards and M.H. Lamoree. 2022. Innovations in analytical methods to assess the occurrence of microplastics in soil. *J. Environ. Chem. Eng.* 10 (3): 107421.
67. Piccardo, M., F. Provenza, E. Grazioli, A. Cavallo, A. Terlizzi and M. Renzi. 2020. PET microplastics toxicity on marine key species is influenced by pH, particle size and food variations. *Sci. Total Environ.* 715: 136947.
68. Piehl, S., A. Leibner, M.G. Loder, R. Dris, C. Bogner and C. Laforsch. 2018. Identification and quantification of macro-and microplastics on an agricultural farmland. *Sci. Rep.* 8: 17950.
69. Pignattelli, S., A. Broccoli and M. Renzi. 2020. Physiological responses of garden cress (*L. sativum*) to different types of microplastics. *Sci. Total Environ.* 727: 138609.
70. Pinto-Poblete, A., J. Retamal-Salgado, M.D. López, N. Zapata, A. Sierra-Almeida and M. Schoebitz. 2022. Combined Effect of Microplastics and Cd Alters the Enzymatic Activity of Soil and the Productivity of Strawberry Plants. *Plants.* 11(4): 536.
71. PlasticsEurope. 2020. The Facts 2019 - An analysis of European plastics production, demand, and waste data [en línea]. <[www.plasticseurope.org/application/files/9715/7129/9584/FINAL\\_web\\_version\\_Plastics\\_the\\_facts2019\\_14102019.pdf](http://www.plasticseurope.org/application/files/9715/7129/9584/FINAL_web_version_Plastics_the_facts2019_14102019.pdf)> [Consulta: 30 agosto 2021].
72. Qi, R., D.L. Jones, Z. Li, Q. Liu and C. Yan. 2020. Behavior of microplastics and plastic film residues in the soil environment: A critical review. *Sci Total Environ.* 703: 134722.
73. Qi, Y., X. Yang, A.M. Pelaez, E. Huerta Lwanga, N. Beriot, H. Gertsen, P. Garbeva and V. Geissen. 2018. Macro- and micro- plastics in soil-plant system: effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth. *Sci. Total Environ.* 645: 1048-1056.
74. Radford, F., L.M. Zapata-Restrepo, A.A. Horton, M.D. Hudson, P.J. Shaw and I.D. Williams. 2021. Developing a systematic method for extraction of microplastics in soils. *Anal. Methods.*13: 1695–1705.
75. Ramos, L., G. Berenstein, E.A. Hughes, A. Zalts and J.M.Montserrat. 2015. Polyethylene film incorporation into the horticultural soil of small periurban production units in Argentina. *Sci. Total Environ.* 523: 74-81.
76. Ritchie, H. and M. Roser. 2018. Plastic pollution [en línea]. In *Our World in Data* <<https://ourworldindata.org/plastic-pollution>> [Consulta: 26 septiembre 2020].
77. Riveros, G., H. Urrutia, J.C. Araya, E. Zagal, and M. Schoebitz. 2022. Microplastic pollution on the soil and its consequences on the nitrogen cycle: a review. *Environ Sci Pollut Res.* 29(6): 7997–8011.

78. Rodríguez, M.O., A.M.M. Gonçalves, F.J.M. Gonçalves and N. Abrantes. 2020. Improving cost-efficiency for MPs density separation by zinc chloride reuse. *Methodsx*. 7: 100785.
79. Rodríguez-Seijo, A. and R. Pereira. 2019. Microplastics in Agricultural Soils: Are They a Real Environmental Hazard? pp: 45-60. In: Sanchez-Hernandez, J.C. (Ed). *Bioremediation of Agricultural Soils*. Taylor & Francis Group. España.
80. Rousk, J., E. Bååth, P.C. Brookes, C.L. Lauber, C. Lozupone, J.G. Caporaso, R. Knight and N. Fiere. 2010 Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil. *ISME J*. 4:1340-1351.
81. Sanchez-Hernandez, J.C., Y. Capowiez and K.S Ro. 2020. Potential Use of Earthworms to Enhance Decaying of Biodegradable Plastics. *ACS Sustainable Chem*. 8(11): 4292–4316.
82. Sarmah, P. and J. Rout. 2019. Cyanobacterial degradation of low-density polyethylene (LDPE) by *Nostoc carneum* isolated from submerged polyethylene surface in domestic sewage water. *Energy Ecol. Environ*. 4: 40-252.
83. Schwab, F., G. Zhai, M. Kern, A. Turner, J.L. Schnoor and M.R. Wiesner. 2016. Barriers, pathways and processes for uptake, translocation and accumulation of nanomaterials in plants-critical review, *Nanotoxicol*. 10: 257–278.
84. Sintim, H.Y. and M. Flury. 2017. Is Biodegradable Plastic Mulch the Solution to Agriculture's Plastic Problem? *Environ. Sci. Technol*. 51: 1068-1069.
85. Siwek, P., I. Domagala-Swiatkiewicz, P. Bucki and M. Puchalski. 2019. Biodegradable agroplastics in 21st century horticulture. *Polimery*. 64: 480–486.
86. Steinmetz, Z., C. Wollmann, M. Schaefer, C. Buchmann, J. Davis, J. Tröger, K. Muñoz, O. Frör and G.E. Schaumann. 2016. Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? *Sci. Total Environ*. 550: 690-705.
87. Sun, Y., X.N. Ren, E.R. Rene, Z. Wang, L.N. Zhou, Z.Q. Zhang and Q. Wang. 2021. The degradation performance of different micro-plastics and their effect on microbial community during composting process. *Bioresour. Technol*. 332: 125133.
88. Taylor, S.E., C.I. Pearce, K.A. Sanguinet, D. Hu, W.B. Chrisler, Y.-M. Kim, Z. Wang and M. Flury. 2020. Polystyrene nano- and microplastic accumulation at *Arabidopsis* and wheat root cap cells, but no evidence for uptake into roots. *Environ. Sci. Nano*. 7(7): 1942–1953.

89. Tosin, M., M. Barbale, S. Chinaglia and F. Degli-Innocenti. 2020. Disintegration and mineralization of mulch films and leaf litter in soil. *Polym. Degrad. Stab.* 179: 109309.
90. Urbina, M.A., F. Correa, F. Aburto and J.P. Ferrio. 2020. Adsorption of polyethylene microbeads and physiological effects on hydroponic maize. *Sci. Total Environ.* 741: 140216.
91. van Den Berg, P., E. Huerta-Lwanga, F. Corradini and V. Geissen. 2020. Sewage sludge application as a vehicle for microplastics in eastern Spanish agricultural soils. *Environ. Pollut.* 261: 114198.
92. Wan, Y., C. Wu, Q. Xue and X. Hui. 2019. Effects of plastic contamination on water evaporation and desiccation cracking in soil. *Sci. Total Environ.* 654: 576–582.
93. Wang, F. 2017. Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in mining-impacted sites and their contribution to ecological restoration: mechanisms and applications. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 47: 1901-1957.
94. Wang, F., W. Yang, P. Cheng, S. Zhang, S. Zhang, W. Jiao and Y. Sun. 2019. Adsorption characteristics of cadmium onto microplastics from aqueous solutions. *Chemosphere.* 235: 1073-1080.
95. Wang, F., X. Wang and N. Song. 2021. Polyethylene microplastics increase cadmium uptake in lettuce (*Lactuca sativa* L.) by altering the soil microenvironment. *Sci. Total Environ.* 784: 147133.
96. Wang, F., X. Zhang, S. Zhang, S. Zhang and Y. Sun. 2020. Interactions of microplastics and cadmium on plant growth and arbuscular mycorrhizal fungal communities in an agricultural soil. *Chemosphere.* 254: 126791.
97. Wang, Z., J. Wagner, S. Ghosal, G. Bedi and S. Wall. 2017. SEM/EDS and optical microscopy analyses of microplastics in ocean trawl and fish guts. *Sci Total Environ.* 603–604: 616-626.
98. Weithmann, N., J.N. Möller, M.G.J. Löder, S. Piehl, C. Laforsch and R. Freitag. 2018. Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. *Sci. Adv.* 4: eaap8060.
99. Wu, X., J. Lu, M. Du, X. Xu, J. Beiyuan, B. Sarkar, N. Bolan, W. Xu, S. Xu, X. Chen, F. Wu and H. Wang. 2021. Particulate plastics-plant interaction in soil and its implications: A review. *Sci. Total Environ.* 792: 148337.
100. Yan, Y., Z. Chen, F. Zhu, C. Zhu, C. Wang and C. Gu. 2021. Effect of polyvinyl chloride microplastics on bacterial community and nutrient status in two agricultural soils. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 107: 602-609.

101. Yang, J., L. Li, R. Li, L. Xu, Y. Shen, S. Li, C. Tu, L. Wu, P. Christie and Y. Luo. 2021. Microplastics in an agricultural soil following repeated application of three types of sewage sludge: A field study. *Environ. Pollut.* 289: 117943.
102. Yang, W., P. Cheng, C.A. Adams, S. Zhang, Y. Sun, H. Yu and F. Wang. 2021. Effects of microplastics on plant growth and arbuscular mycorrhizal fungal communities in a soil spiked with ZnO nanoparticles. *Soil Biol. Biochem.* 155: 108179.
103. Yu, H., J. Hou, Q. Dang, D. Cui, B. Xi and W. Tan. 2020. Decrease in bioavailability of soil heavy metals caused by the presence of microplastics varies across aggregate levels. *J. Hazard. Mater.* 395: 122690.
104. Yu, H., Z. Zhang, Y. Zhang, Q. Song, P. Fan, B. Xi and W. Tan. 2021. Effects of microplastics on soil organic carbon and greenhouse gas emissions in the context of straw incorporation: a comparison with different types of soil. *Environ Pollut.* 288: 117733.
105. Zeb, A., W. Liu, L. Meng, J. Lian, Q. Wang, Y. Lian, C. Chen and J. Wu. 2022. Effects of polyester microfibers (PMFs) and cadmium on lettuce (*Lactuca sativa* L.) and the rhizospheric microbial communities: a study involving physio-biochemical properties and metabolomic profiles. *J. Hazard. Mater.* 424: 127405.
106. Zhang, G.S. and Y.F. Liu. 2018. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. *Sci. Total Environ.* 642: 12–20.
107. Zhang, G.S., F.X. Zhang and X.T. Li. 2019. Effects of polyester microfibers on soil physical properties: Perception from a field and a pot experiment. *Sci. Total Environ.* 670: 1-7.
108. Zhao, W.L., W. Xie, S.L. Du, S.L. Yan, J. Li and Q.Z. Wang. 2016. Changes in physicochemical properties related to the texture of lotus rhizomes subjected to heat blanching and calcium immersion. *Food Chem.* 211: 409-414.
109. Zhou, B., J. Wang, H. Zhang, H. Shi, Y. Fei, S. Huang, Y. Tong, D. Wen, Y. Luo and D. Barcelo. 2019. Microplastics in agricultural soils on the coastal plain of Hangzhou Bay, east China: multiple sources other than plastic mulching film. *J. Hazard. Mater.* 388: 121814.
110. Zhou, C., C.H. Lu, L. Mai, L.J. Bao, L.Y. Liu and E.Y. Zeng. 2021. Response of rice (*Oryza sativa* L.) roots to nanoplastic treatment at seedling stage. *J. Hazard. Mater.* 401: 123412.
111. Zhou, Y., M. Kumar, S. Sarsaiya, R. Sirohi, S.K. Awasthi, R. Sindhu, P. Binod, A. Pandey, N.S. Bolan, Z. Zhang, L. Singh, S. Kumar and M.K. Awasthi. 2022. Challenges and opportunities in bioremediation of micro-nano plastics: a review. *Sci. Total Environ.* 802: 149823.

112. Zou, J., X. Liu, D. Zhang and X. Yuan. 2020. Adsorption of three bivalent metals by four chemicals distinct microplastics. *Chemosphere*. 248: 126064.