

DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2021101303

邓爱琴, 赵保卫, 朱正钰, 等. 土壤中微塑料的来源与其生态毒理效应研究进展[J]. 环境化学, 2023, 42(2): 345-357.

DENG Aiqin, ZHAO Baowei, ZHU Zhengyu, et al. Research progress on sources and ecotoxicological effects of microplastics in soil[J]. Environmental Chemistry, 2023, 42 (2): 345-357.

## 土壤中微塑料的来源与其生态毒理效应研究进展\*

邓爱琴 赵保卫\*\* 朱正钰 段凯祥 张鑫 索进苗 杨茂莺 杨佳妮

(兰州交通大学环境与市政工程学院, 兰州, 730070)

**摘要** 微塑料作为一种新兴的污染物, 近年来由于其对环境的污染逐渐加剧而受到了学者的广泛关注. 当前对微塑料的研究多集中于水环境中, 而对土壤环境中微塑料的研究相对较少, 由于其难以降解, 会长期存在于土壤环境中, 进而对土壤理化性质和物质循环、动植物以及微生物等造成严重的毒理效应. 本文评述了土壤中微塑料的来源与其生态毒理效应, 土壤中微塑料的来源主要有农用塑料薄膜的广泛使用、农业灌溉用水、污泥堆肥及施用、垃圾填埋和大气沉降. 进而阐述了微塑料由于自身的颗粒效应、所含添加剂以及吸附土壤中其它污染物产生的复合污染, 对土壤生态环境造成显著的毒理效应. 微塑料进入土壤环境后会影响土壤的理化性质和物质循环, 使土壤结构发生改变、土壤透气性和酶活性降低. 还会影响土壤动植物生长发育以及微生物群落结构, 使土壤动物产生肠道损伤、免疫反应、神经毒性、繁殖率降低, 死亡率增加以及肠道内微生物群落结构改变等; 影响植物种子发芽率、含水量、生殖过程、光合色素、酶活性以及植物生物量和外在特征等; 改变微生物原有的群落结构, 抑制微生物活性、降低微生物多样性, 并使其繁殖发育受到影响. 最后, 在总结了国内外对微塑料生态毒理效应研究的基础上, 对今后的研究重点进行了展望.

**关键词** 土壤, 微塑料, 来源, 生态毒理效应.

## Research progress on sources and ecotoxicological effects of microplastics in soil

DENG Aiqin ZHAO Baowei\*\* ZHU Zhengyu DUAN Kaixiang ZHANG Xin  
SUO Jinmiao YANG Maoying YANG Jiani

(School of Environmental and Municipal Engineering, Lanzhou Jiaotong University, Lanzhou, 730070, China)

**Abstract** As emerging pollutants, microplastics have attracted extensive attention of scholars in recent years because of their increasing environmental pollution. At present, the researches on microplastics mostly focus on the water environment, while the researches on microplastics in the soil environment are relatively few. Because they are difficult to be degraded, they will exist in the soil environment for a long time, and then cause serious toxicological effects on animals, plants and microorganisms. This paper reviews the sources and ecotoxicological effects of microplastics in soil. The sources of microplastics in soil mainly include the wide use of agricultural plastic film, agricultural irrigation, sludge composting and application, landfill and atmospheric sedimentation. Furthermore, it is expounded that microplastics have significant toxicological effects on soil ecological environment due to their particle effect, additives and compound pollution caused by

2021年10月13日收稿(Received: October 13, 2021).

\* 国家自然科学基金(22166022)资助.

Supported by the National Natural Science Foundation of China (22166022).

\*\* 通信联系人 Corresponding author, E-mail: zhbw2001@sina.com

adsorption of other pollutants in soil. After entering the soil environment, microplastics will firstly affect the physical and chemical properties and material cycle of the soil, change the soil structure, reduce the soil permeability and enzyme activity. Then they will also affect the growth and development of soil animals and plants and the structure of microbial community, resulting in intestinal injury, immune response, neurotoxicity, reduction of reproduction rate, increase of mortality and change of microbial community structure in the intestinal tract; They will affect the germination rate, water content, reproductive process, photosynthetic pigment, enzyme activity, plant biomass and external characteristics of plant seeds; They also can change the original community structure of microorganisms, inhibit microbial activity, reduce microbial diversity, and affect their reproduction and development. Finally, on the basis of summarizing the researches on the ecotoxicological effects of microplastics at home and abroad, the future research focuses are prospected.

**Keywords** soil, microplastics, source, ecotoxicological effect.

塑料是从化石燃料中提取出来, 然后将其通过聚合反应加聚或者缩聚而成的高分子化合物<sup>[1]</sup>. 常见的塑料有聚乙烯(PE)、聚酰胺(PA)、聚苯乙烯(PS)、聚氯乙烯(PVC)以及聚酯类(PET)等<sup>[2]</sup>. 由于其质地轻薄, 价格低廉, 方便耐用以及易于加工等优点, 已被广泛应用于农业、工业、医学以及市政等各个领域<sup>[3]</sup>. 研究显示, 在 2018 年, 全球塑料的生产量达到了  $3.4 \times 10^9$  t<sup>[1]</sup>. 我国是塑料生产大国, 目前每年生产的塑料制品为  $7.52 \times 10^7$  t, 其中 12% 的塑料垃圾被焚烧, 79% 的以各种形式进入到环境中, 回收率不足 10%<sup>[3-4]</sup>, 且由于塑料性质稳定不易被降解, 故对生态环境造成了严重的污染问题.

进入环境中的塑料在长期的紫外线照射、物理磨损、水流、风力以及氧气等作用下会发生老化裂解, 破碎为尺寸更小的塑料, 从而增大其比表面积和吸附点位<sup>[5-6]</sup>. 2004 年, Richard 等<sup>[7]</sup>在海洋水体和底泥沉积物中发现了塑料碎片, 并首次将微塑料(MPs)这一概念提出, 它主要是指粒径小于 5 mm 的塑料微粒. 后来学者们不断从环境中检出了纤维状、颗粒状、薄膜状和发泡类等不同形貌类型的 MPs<sup>[8]</sup>. MPs 根据来源可分为初生 MPs 和次生 MPs, 初生 MPs 是指在生产过程中被制成的毫米、微米和纳米级的 MPs, 被大量应用于工业原料和洗面奶、沐浴露、磨砂膏、洗发水、牙膏以及足浴盐等日常洗护用品中<sup>[9-10]</sup>. 次生 MPs 是指由大块塑料垃圾如生活垃圾、塑料薄膜等经过物理磨损、化学侵蚀、紫外线照射和生物降解等外部作用逐渐分解形成的塑料微粒<sup>[11]</sup>. 目前, MPs 在自然水体、瓶装水、沉积物、土壤、大气、生物体甚至人体中都有不同程度的检出<sup>[12]</sup>, 近期纽约大学的一项研究发现, 婴儿粪便中的 MPs 含量是成年人的 20 倍, 人类时刻都暴露在塑料环境中, 对人体存在巨大的潜在危害. 且 MPs 由于自身的粒径小、比表面积大和疏水性强等特点, 其表面容易吸附周围环境中的污染物和病原体, 如有机污染物、重金属和抗生素等.

目前, 关于 MPs 在环境中的行为和归趋的文献调查显示, 大多数研究集中于海洋(71%)、海滩和水底淤泥(24%)中<sup>[13]</sup>. 土壤由于其性质复杂以及其中的 MPs 分离检测较为困难等原因<sup>[14]</sup>, 使得土壤中 MPs 的相关研究较为缓慢. 有研究表明, 海洋中 80% 的 MPs 来自于陆地环境, 陆地环境中的 MPs 丰度可能是海洋中的 4—23 倍<sup>[15]</sup>. 土壤中 MPs 的来源主要包括农用塑料薄膜的广泛使用、农业灌溉用水、污泥堆肥及施用、垃圾填埋以及大气沉降等<sup>[16]</sup>. MPs 还会对土壤环境造成一定的生态毒理效应, 如影响土壤的理化性质、生态功能、动植物和微生物多样性等<sup>[14]</sup>. 另外, MPs 对土壤生态环境的影响不仅是由其自身的颗粒效应和所含添加剂引起的, 其表面吸附的污染物也大大增加了生物体的毒害作用. 目前有关 MPs 的生态毒理效应是一个研究热点, MPs 对生物影响的作用机理尚不清楚.

本文评述了土壤中 MPs 的来源, 重点阐述了土壤环境中 MPs 对土壤生物的生态毒理效应. 最后, 对其未来研究方向进行了展望, 试图为今后土壤中 MPs 的研究提供一定的参考价值.

## 1 土壤中 MPs 的来源(Source of MPs in soil)

### 1.1 农用塑料薄膜的广泛使用

农用塑料薄膜(农膜)被广泛应用于农业生产中, 它的主要成分为 PE 和 PVC. 农膜的覆盖主要是

为了保温、抗病虫害、提高水和养分利用效率、抑制杂草的生长,从而促进农作物的根系发育,改善农作物品质等<sup>[17]</sup>。有研究表明,农膜的使用可以使种植的农作物生产率提高 20%—50%<sup>[18-19]</sup>。据报道,我国农膜的使用量逐年增加,从 2006 年的  $1.85 \times 10^6$  t 增加到 2015 年的  $2.6 \times 10^6$  t,增加率达到了 41%,但回收率却不足 60%<sup>[20]</sup>。回收率低的原因有两点,其一是由于农膜的厚度很小 ( $< 0.005$  mm),容易发生老化、碎片化,导致回收困难。其二是当农作物被收割后,由于收割者缺乏回收意识使得大量的农膜残留在农田中,从而导致大块塑料逐渐在土壤中积累。残留在土壤中的农膜会在紫外辐射、温度波动、风化、淋溶等作用下逐渐破碎,最终以 MPs 的形式存在于农田中,影响土壤理化性质和农作物生长。调查显示,新疆地区农田中的地膜残留量平均约为  $2.06 \times 10^2$  kg·hm<sup>-2</sup><sup>[21]</sup>。甘肃省的大部分地区、内蒙古东部以及东北分沙区等地区地膜的平均残留量为 100 kg·hm<sup>-2</sup> 以上<sup>[22]</sup>。因此,农用塑料薄膜的大量使用是土壤中 MPs 的一个重要来源。有研究表明,农田残膜量在 0—240 kg·hm<sup>-2</sup> 范围内时,对农作物产量的影响很小,但随着残膜的积累,当其超过 240 kg·hm<sup>-2</sup> 时,产量显著下降<sup>[23]</sup>。

## 1.2 农业灌溉用水

很多发展中国家由于水资源匮乏,多采用净化后的污水、地表水和地下水灌溉农田<sup>[24]</sup>。但也有一些国家由于水资源严重紧缺,会使用部分处理甚至未处理的污水进行灌溉。据调查,世界上 10% 人口的粮食是使用污水灌溉种植的<sup>[25]</sup>。Majewsky 等<sup>[26]</sup> 研究发现,污水中含有 80—260 mg·m<sup>-3</sup> 的 PE 和 PP。

净化后的污水中也含有大量的 MPs。污水处理厂的进水来源广泛,其中 MPs 来源主要包括生活中使用的大块塑料以及洗浴等过程中排放的塑料微珠。而目前我国污水处理厂处理的污染物主要是针对 BOD、COD、总氮、总磷以及氨氮等一些常规的指标,并没有针对 MPs 这类新型的污染物设计额外的处理环节<sup>[27]</sup>。因此,经过污水处理的水体中依旧含有大量的 MPs。Mason 等<sup>[28]</sup> 对美国的 17 个污水处理厂进行检测,结果发现,平均每个污水厂 MPs 排放量超过了 400 万个·d<sup>-1</sup>,并且城市人口越多,污水厂日排放的 MPs 量越大。白濛雨等<sup>[27]</sup> 研究发现,上海某污水处理厂进水中的 MPs 含量为 117 个·L<sup>-1</sup>,出水中为 52 个·L<sup>-1</sup>,MPs 在污水处理厂中的去除率为 55.6%。因此,净化后的污水也会造成土壤 MPs 污染。

地表水也含有一定的 MPs,且常被用来灌溉农田。例如,我国黄河流域的居民直接使用黄河水对农田进行灌溉,致使大量的 MPs 进入土壤中。监测发现,长江口表层水中的 MPs 平均丰度为 4137 个·m<sup>-3</sup>,青藏高原的河流中的 MPs 丰度为 483—967 个·m<sup>-3</sup>。同时,在太湖,翻阳湖中也发现了 MPs,其丰度分别为 3400—25800 个·m<sup>-3</sup> 和 500—3100 个·m<sup>-3</sup><sup>[29]</sup>。另外,Mintenig 等<sup>[30]</sup> 对德国西北部地下水中的 MPs 检测发现,MPs 丰度为 0—7 个·m<sup>-3</sup>。综上所述,农业灌溉用水是土壤中 MPs 污染的一个重要来源。

## 1.3 污泥堆肥及施用

污泥堆肥及有机肥料的使用也是土壤中 MPs 的来源之一。由于污泥中含有丰富的 N、P、K 等营养元素,能够增加土壤肥力,因而可通过污泥堆肥和制土壤改良剂(如有机肥、基质等)应用于农田土壤中,从而提高作物产量<sup>[3]</sup>。污水中含有大量的 MPs,而经过污水处理厂被部分去除的 MPs 实际上并没有得到真正的降解,而是通过沉降作用将其分离出来,最终滞留在污泥中。Mahon 等<sup>[31]</sup> 分析了爱尔兰的部分污泥样品,结果显示,MPs 的数量范围为 4196—15385 个·kg<sup>-1</sup>。因此,污泥在农业中的应用会将 MPs 带入到土壤中,使得其在土壤环境中长期存在。德国的一项研究表明,干燥污泥中的 MPs 含量约为 2.4 万个·kg<sup>-1</sup><sup>[32]</sup>。欧洲居民每百万人每年大约会产生 125—850 t 的 MPs,并且通过污泥进入到农田中<sup>[16]</sup>。另外,Zubris 等<sup>[33]</sup> 研究发现,在最后一次施用污泥 15 a 后,土壤中仍然能检测到 MPs 纤维,其含量显著超过了对照区域。

## 1.4 垃圾填埋

在日常生活中,塑料袋、塑料餐盒、塑料吸管以及一次性塑料包装随处可见。根据欧盟统计,塑料在废弃物中的比例高达 85%,而其中被回收利用的仅占 5%,大部分进入了填埋厂中。Geyer 等<sup>[34]</sup> 预测,到 2050 年,全球约 6.3 亿 t 的塑料垃圾预计将会产生,其中约有 1.2 亿 t 将会被填埋。由于塑料很难被降解,只能分解为粒径更小的 MPs,加剧土壤 MPs 污染的风险。因此,塑料制品的广泛使用和大量塑料垃圾的填埋处理是土壤中 MPs 来源途径之一。

## 1.5 大气沉降

大气沉降也是 MPs 进入到土壤环境中的方式之一<sup>[35]</sup>。近年来,在巴黎、汉堡以及我国的烟台、上海和东莞等城市的大气沉降物中均检测到了 MPs。Dris 等<sup>[36]</sup>检测了巴黎附近大气中的 MPs,结果发现,每天通过大气沉降到该区域的 MPs 为 29—280 个·m<sup>-2</sup>,每年高达 3—10 t,其中大多数为纤维类,占了总量的 90%。周倩等<sup>[37]</sup>首次报道了我国滨海城市大气中的 MPs 沉降量约为 1.5×10<sup>5</sup> 个·(m<sup>2</sup> a)<sup>-1</sup>,且纤维类的含量最高,约为 1.38×10<sup>5</sup> 个·(m<sup>2</sup> a)<sup>-1</sup>。另外,MPs 在一些偏远地区也被检测到,例如青藏高原、极地以及马里亚纳海沟最深处等<sup>[29]</sup>,表明偏远地区甚至人迹罕至地区的 MPs 主要是通过大气沉降传输而来的。目前,关于大气中的 MPs 相关研究还较少,污染特征以及沉降规律等还不清楚。

## 2 土壤中 MPs 的生态毒理效应(Ecotoxicological effects of MPs in soil)

MPs 由于自身的颗粒效应、所含添加剂以及对周围环境中其它污染物的吸附作用会使其具有生态毒理效应。塑料在生产过程中,为了使其具有一些特殊的物理性质,往往需要按一定的比例添加一些化学物质,以提高塑料的一些性能,延长使用寿命。这些化学物质包括塑料添加剂如稳定剂、增塑剂、阻燃剂、抗氧化剂、润滑剂、固化剂等,着色剂如颜料、可溶性偶氮染料以及一些填料等<sup>[38]</sup>。它们在一定的条件下会从 MPs 中浸出,对环境造成危害。不同的塑料根据它的用途不同,所使用的添加剂的种类也会不同,如表 1 所示。

表 1 塑料中常用的添加剂种类、代表性化合物、作用及其生物毒性

Table 1 Types, representative compounds, functions and biological toxicity of additives commonly used in plastics

添加剂种类 Types of additives	代表性化合物 Representative compounds	塑料类型 Plastic type	作用 Function	生物毒性 Biological toxicity
增塑剂	邻苯二甲酸酯	PVC	提高塑料抗冲击性、改善柔韧性、拉伸性和耐久性,降低聚合物分子链结晶度 <sup>[39]</sup>	致癌致畸致突变,内分泌干扰物,抑制土壤微生物活性 <sup>[40-42]</sup>
阻燃剂	六溴环十二烷、多溴二苯醚、四溴双酚A <sup>[43]</sup>	PS、PP	可以增加高分子聚合物的耐燃性	神经毒性、发育毒性、遗传毒性以及内分泌干扰物 <sup>[44-45]</sup>
抗氧化剂	双酚A、壬基酚	PE、PP	延迟或者抑制塑料因辐射、光、热等发生的氧化降解,增加使用寿命 <sup>[46]</sup>	影响发育且诱发畸变、内分泌干扰物 <sup>[47]</sup>

另外,MPs 由于其自身的粒径小、比表面积大以及疏水性强等特点,土壤中的其它污染物可以将其作为载体,进而形成污染复合体对土壤环境产生生态毒理效应<sup>[48]</sup>。目前的研究表明,MPs 表面可以吸附有机污染物、重金属和抗生素等。Teuten 等<sup>[49]</sup>研究发现,土壤中 MPs 表面吸附了有机污染物,且浓度明显高于周围的土壤环境。MPs 在自然环境中由于受到风化,紫外线照射等,会使其表面带有一定量的电荷,进而吸附土壤中的重金属离子使其达到电荷平衡<sup>[11]</sup>。另外,Laganà 等<sup>[50]</sup>研究发现,MPs 可以作为多种抗生素传播的载体,MPs 的表面能够定值很多耐药细菌。因此,MPs 作为这些污染物的载体与其形成复合污染,对土壤环境和土壤生物产生一定的复合污染毒性。

### 2.1 MPs 对土壤理化性质和物质循环的影响

由于 MPs 难以降解,可以在土壤中积累或者与其它污染物结合,对土壤生态系统功能产生影响。有研究发现,残留在土壤中的地膜会导致大塑料碎片的不断积累,这会影响土壤的持水能力,破坏土壤结构,减缓养分的循环,并且对土壤中的生物产生一定的负面影响,从而导致土壤健康恶化<sup>[13]</sup>,这些地膜最终会被裂解为尺寸更小的 MPs 残留在土壤中。如表 2 所示,MPs 会使土壤 pH、电导率、容重、阳离子交换量、可溶性有机物、有机质和腐殖质含量等理化性质降低或升高,这可能与土壤本身的酸碱度或者 MPs 的类型有关,不同的土壤质地、MPs 类型、大小、形态和浓度都会对其产生不同的影响。另外,在大块塑料残膜的积累下,土壤还会形成阻隔层,改变土壤结构和土壤水分循环,加剧土壤缺水,降低土壤透气性和土壤团聚体的量,Machado 等<sup>[51]</sup>研究发现,PET 和 PE 残膜分别可以使土壤水稳性团聚体降低或提高,水稳性团聚体量的减少通常被视为土壤结构的贫化,因为它可能会使土壤微环境的多样性降低。

表 2 MPs 对土壤理化性质和物质循环的影响

Table 2 Effects of MPs on soil physical and chemical properties and material cycle

类型 Types	MPs		对土壤环境的影响 Effects on soil environment	参考文献 Reference
	粒径/ $\mu\text{m}$ Particle size	浓度 Concentration		
PP、PA、PE、PET	8—20	0.05%—2%	MPs使土壤容重显著减低,且对土壤的持水能力也产生了影响	[52]
PE	100	28%	添加MPs后,使土壤中的pH、阳离子交换量以及可溶性有机物含量均降低	[53]
PP	<180	7%	对可溶性有机物、富里酸等腐殖类物质的影响较小	[54]
		28%	显著增加了可溶性有机氮、有机碳、有机磷以及 $\text{PO}_4^{3-}$ 浓度、 $\text{NO}_3^-$ 浓度、腐殖质和富里酸的量	
PE	2000	1%	对土壤水分的蒸发和干燥过程产生影响,使其蒸发速率提高了25.9%—30.20%,因而加速了土壤水分的蒸发,造成水分短缺	[55]
PE残膜	—	—	破坏土壤团聚体结构,形成阻隔层,使土壤通气性和透水性降低、团聚体量减少	[56—57]

土壤理化性质的改变会对土壤酶活性、微生物群落结构等产生影响,从而影响土壤中营养元素的循环,进而导致其在土壤-植物间的迁移发生改变<sup>[58]</sup>。目前,MPs对土壤理化性质的影响、与土壤团聚体相互作用的研究均处于起步阶段,且缺乏MPs对土壤团聚体的形成过程和相关机理的研究。

## 2.2 MPs对土壤动物的毒理效应

因土壤动物的食物大小与MPs尺寸大小相似,可以被动物误食并对其生理产生一定的毒性作用,同时也有研究者初步发现,在暴露浓度较高的条件下MPs可以在食物链中积累,从而对各营养级的生物产生毒害作用<sup>[14]</sup>。土壤动物由于其分布不均,种类多样,个体大小不一,活动时间和方式不同等原因,对其进行深入研究的难度较大,研究较少。在已有的研究中,蚯蚓由于其数量众多,且对土壤结构、水分、养分等均有改良作用,因而被作为主要的研究对象,对其研究相对较多。同时,MPs对土壤中的线虫、跳虫、弹尾虫、蜗牛、老鼠以及等足类等也会产生毒理效应。如表3所示,MPs主要会对土壤动物造成肠道损伤、炎症和免疫反应、神经毒性、改变肠道内微生物群落、肝脏功能紊乱、体重下降以及生长发育和生殖率降低等。另外,Lwanga等<sup>[59]</sup>研究发现,MPs会在土壤—蚯蚓—鸡的食物链中传递,从土壤到蚯蚓粪和鸡粪中的MPs富集系数分别高达12.7和105。

表 3 MPs对土壤动物的生态毒理效应

Table 3 Ecotoxicological effects of MPs on soil animals

土壤动物 Soil animal	MPs			生态毒理效应 Ecotoxicological effects	参考文献 Reference
	类型 Type	粒径/ $\mu\text{m}$ Particle size	浓度 Concentration		
蚯蚓	PE	250—1000	$125 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	造成明显的肠道损伤、炎症以及不同程度的免疫反应	[60]
蚯蚓	PE	—	60%	生长率出现负值,死亡率最高	[18]
蚯蚓	PS	0.05—0.1	0.5%	肠道内微生物多样性增加	[61]
			10%	肠道内微生物多样性下降、群落结构被改变	
线虫	PS	5.0	$(0.001—10) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$	造成肠道损伤,降低线虫肠道中钙水平、成活率、体长以及繁殖能力	[62]
秀丽线虫	PS	0.1—5.0	$1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$	使得与线虫运动相关的神经元和乙酰胆碱能发生退变和损伤,出现无法收缩能异常行为	[63]
跳虫	PVC	80—250	$1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$	破坏肠道中微生物群落破坏、增加微生物多样性	[64]
跳虫	PS	44		能够进入跳虫体内	[65]
		29	$8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	可以在跳虫体内迁移	
		0.5		固定在跳虫尾巴处,阻碍其运动	
弹尾虫	PVC	80—250	0.54%—4.6%	使肠道微生物群落及多样性改变	[66]
非洲大蜗牛	PET	<5000	$0.71 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$	减少摄食量和排泄量,引起氧化应激反应,且对胃肠壁绒毛产生损伤	[67]
等足类	PE	$183 \pm 93$	$4 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (投食)	对其摄食率、排泄率和存活率等没有明显的影响	[68]

续表 3

土壤动物 Soil animal	MPs			生态毒理效应 Ecotoxicological effects	参考文献 Reference
	类型 Type	粒径/ $\mu\text{m}$ Particle size	浓度 Concentration		
小鼠	PE	10—150	$0.2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$	影响肠道微生物组成和多样性,引起小肠炎症反应	[69]
小鼠	PS	5 0.5、50	$1000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	减少肠道黏液分泌,损害其屏障功能,并诱导小鼠肠道的微生物区系失调、代谢以及肝脏脂质的紊乱	[70—71]
小鼠	PS	5.0—5.9	$0.1 \text{ mg}\cdot\text{d}^{-1}$ 、 $1 \text{ mg}\cdot\text{d}^{-1}$ (注射)	导致精子的数量和活性显著下降、畸形率提高以及和精子代谢相关的酶活性下降	[72]

目前,关于 MPs 的复合污染对土壤动物的研究少之又少,有几项研究也主要集中于蚯蚓。Besseling 等<sup>[73]</sup>将海蚯蚓暴露在 PS 和含有 19 种 PCBs 复合污染的土壤中,研究发现,当 PS 浓度较低时,蚯蚓体内 PCBs 的积累量升高 1.1—3.6 倍,而当 PS 浓度较高时,PCBs 积累量反而会略下降。Teuten 等<sup>[49]</sup>向含有菲的沉积物中分别加入 PE、PVC 和 PP,结果发现,这 3 种 MPs 的存在均提高了海蚯蚓体内菲的浓度,从而使其体内毒性增加。马旖旎等<sup>[74]</sup>研究发现,MPs 使得蚯蚓对菲的富集量降低,并推测由于 MPs 的吸附作用改变了菲在蚯蚓体内的归趋。但 Gaylor 等<sup>[75]</sup>将蚯蚓分别暴露于仅添加了多溴联苯醚(PBDEs)的土壤中和同时添加 PBDEs 和 MPs 的土壤中,结果显示,添加 MPs 对蚯蚓体内的 PBDEs 浓度并没有明显的影响。另外 Xu 等<sup>[76]</sup>研究了 PS 微塑料对蚯蚓体内菲的积累和消除的影响及机制,结果显示,微米级尺寸的 MPs 和菲共同暴露对蚯蚓有较高的遗传毒性,并且对蚯蚓的体腔细胞造成严重的 DNA 损伤。同时,高通量 16srRNA 基因测序表明,纳米 MPs 显著抑制了蚯蚓中菲降解细菌,从而产生最高的菲残留浓度。当 MPs 和其它污染物共存时,对污染物在生物体内的富集起促进还是抑制作用、污染物毒性是否会发生改变等是一个极其复杂的问题。这可能是由很多不确定因素引起的,例如其它污染物和 MPs 的性质、类型和浓度,生物体在复合污染环境中的暴露时间以及污染物在 MPs 表面上的吸附/解吸能力等。除此之外,目前的研究大多是在实验室内进行,将 MPs、污染物以及生物种类作为固定的因素,且影响因素比较单一,暴露时间短、剂量高等,与实际复杂的环境差异较大。

### 2.3 MPs 对植物的毒理效应

植物在其生长过程中容易受到土壤环境的影响,研究发现,较高浓度的 MPs 由于其颗粒效应会阻碍植物根系对水分和养分的吸收,从而抑制其生长<sup>[77-78]</sup>。MPs 的存在也可能通过改变土壤的理化性质、酶活性以及植物根际微生物群落结构功能和多样性等,从而间接影响植物种子发芽率、根系以及植物体的生长情况<sup>[79]</sup>。此外,由于 MPs 是颗粒物,除浓度外,其塑料类型、尺寸、形态以及老化程度等均会对其毒理效应产生不同的影响(表 4)。

表 4 MPs 对植物的生态毒理效应

Table 4 Ecotoxicological effects of MPs on plants

植物 Plants	MPs			实验条件 Experimental condition	生态毒理效应 Ecotoxicological effects	参考文献 Reference
	类型 Type	粒径/ $\mu\text{m}$ Particle size	浓度 Concentration			
小麦	LDPE	50—1000	1%	土培	抑制小麦种子的发芽率和幼苗生长,使生殖期受到负面影响。	[80]
绿豆	PE	23—38	$100 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$	土培	降低了绿豆幼苗的含水率、鲜重、干重、根长以及芽长等,抑制了绿豆幼苗的生长。	[81]
大豆	PVC	15	$(1.62—2.70) \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$	土培	显著抑制了大豆幼苗的株高、叶面积以及大豆根鲜重。	[82]
大葱	PE/PS/PP/PET	<1000	2%	土培	使洋葱叶片性状、总生物量、元素组成和根际性状发生变化。	[83]
生菜	PS	0.2	$10 \text{ mg}\cdot\text{mL}^{-1}$	水培	被生菜吸收和积累,并在根压与蒸腾拉力的作用下将其运输到可供食用的茎叶之中。	[84]
小麦/生菜	PS	0.2、2.0	$(0.5—50) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$	水培	通过小麦和生菜侧根上的裂隙进入植物体内,并随着蒸腾作用从根部转移到地上部。	[78]

续表 4

植物 Plants	MPs		实验条件 Experimental condition	生态毒理效应 Ecotoxicological effects	参考文献 Reference
	类型 Type	粒径/ $\mu\text{m}$ Particle size			
蚕豆	PS	0.1	$100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$	可以被蚕豆根部吸收和积累, 从而干扰营养物质的运输, 对蚕豆产生毒性. 使蚕豆的过氧化氢酶活性降低, 超氧化物酶和过氧化物酶活性升高, 且表现出氧化应激反应, 纳米级的 MPs 表现出更强的遗传毒性和氧化损伤.	[85]
		5000	$(10-100) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$		
水稻	PS/PTFE	10	$(0.04-0.2) \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$	破坏水稻组织和细胞膜、诱导脂质过氧化、抑制根际活性、降低净光合速率并使其叶绿素 a 和叶绿素荧光含量显著降低, 从而降低水稻的生物量	[86]

如表 4 所示, MPs 对植物种子的发芽率, 幼苗含水率, 植物的生殖过程、生物量和一些外在特征以及一些光合色素和酶活性等生理生化指标均会产生影响. 小粒径的 MPs 还可以通过植物根际吸收进入植物体内, 对其产生毒理作用. MPs 能否进入植物体内与其颗粒大小相关, 粒径越小, 越容易被植物根部吸收从而在叶片、花和果实<sup>[87]</sup> 中积累. 目前主要采用荧光微珠技术对植物体内 MPs 进行检测, 鉴定出的有微米和纳米级塑料, 它们可以穿透植物的细胞壁和细胞膜, 从而运输到植物体的各个部位. 但目前尚没有揭示出 MPs 在植物体内的吸收途径、传输过程以及相互作用机制.

如前所述, MPs 在土壤中并不是单一存在的, MPs 表面可以吸附其它污染物从而对植物的生长造成联合毒理效应, 而目前相关研究较少. 李贞霞等<sup>[88]</sup> 研究了黄瓜幼苗对 MPs 和 Cd 污染对水稻种子萌发的影响, 研究发现, 两种粒径 ( $< 18 \mu\text{m}$ 、 $18-150 \mu\text{m}$ ) PVC 均能减缓 Cd 对黄瓜根系的毒性, 两者的复合污染中和了单一污染对黄瓜 SOD 和  $\text{H}_2\text{O}_2$  酶的影响, 但当 PVC 粒径小于  $18 \mu\text{m}$  时, 其与 Cd 复合污染使黄瓜叶片对光能的捕获能力增高, 耗散能力降低. 王泽正等<sup>[89]</sup> 也研究了 MPs 和 Cd 的复合污染对水稻种子萌发的影响, 结果发现, 同时添加浓度较低的 MPs ( $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) 和 Cd ( $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) 对水稻芽和根的生长产生协同作用, 促进了水稻种子的发芽; 而同时添加高浓度的 MPs 和 Cd 污染对水稻种子、根和芽并没有产生影响. 刘玲<sup>[90]</sup> 等的研究也研究发现, 浓度较低的 PS 缓解了 Pb 对水稻根系的氧化胁迫, 而高浓度 PS 则可能与 Pb 产生了协同作用, 使得 Pb 对水稻根系的氧化损伤加剧. 由此认为, 低浓度 MPs 和低浓度重金属复合污染在一定程度上可能会减轻单一污染对植物的毒害. 另外, 目前有关 MPs 和有机污染物的复合对植物的毒理作用也有相关的研究. 例如 Xu 等<sup>[91]</sup> 研究了不同粒径的 PS 对大豆幼苗吸收菲及其生理毒性的影响, 研究表明, MPs 降低了植物根际的活性, 从而降低了大豆根系和叶片对菲的吸收, MPs 和菲的联合暴露对大豆植株产生有害影响, 且 MPs 的存在抑制了高等植物对有机污染物的吸收. Liu 等<sup>[92]</sup> 研究了 PE 与菲复合污染对小麦幼苗的联合毒性作用, 研究发现, 在 PE 与菲的复合污染中, 由于 MPs 对菲的吸附作用, 小麦根系对菲的吸收量和累积量逐渐增加, 因而土壤中的其它污染物吸附在 MPs 表面与其一起停留在植物根部, 导致对植物根部的毒性作用相对单一污染更大, 从而使得其它污染物进入到植物体内的量减少. MPs 与其它污染物的复合污染会促进或者抑制植物的生长, 这与添加 MPs 的种类、粒径、浓度、形态、老化程度以及植物种类相关, 不同的条件下植物所表现出来的性状不一. 目前相关研究较少, MPs 与其它污染物在植物体内的传输途径以及致毒机理等尚不明确.

#### 2.4 MPs 对土壤微生物的影响及毒理效应

MPs 对土壤微生物的影响研究主要包括对土壤酶活性和微生物群落结构的的影响. MPs 通过影响土壤微环境例如土壤理化性质 (pH、电导率、容重、可溶性有机物、有机质和腐殖质含量等) 来间接影响微生物群落结构. 近年来, MPs 已被公认为独特的微生物定殖的新基质, 这可能会改变土壤原有的微生物群落结构, 从而破坏土壤生态系统功能<sup>[93]</sup>. 研究发现, 微生物会聚集在 MPs 表面上, 将其作为“新的栖息地”, 使其与周围环境中的微生物种类和含量存在显著差异. 例如在 MPs 碎片上检测到了一些细菌群, 如弧菌科和假单胞菌科等, 但它们在周围环境中的浓度却很低. Judy 等<sup>[94]</sup> 研究发现, 微生物群落结构因 MPs 的添加被干扰, 显著降低了底物诱导的呼吸率. 李汶璐等<sup>[95]</sup> 的研究也发现, 添加较高浓

度的 PVC(5%、10%)和 PE 能使能量和氨基酸代谢功能下降,而改善外源物质和转运蛋白等的降解和代谢功能,表明 MPs 可引起土壤微生物群落功能发生变化。

MPs 添加剂和表面附着的其它污染物(重金属、有机污染物、抗生素和一些病原体)会对微生物有一定的毒害作用,能够抑制微生物活性,从而影响微生物的繁殖发育<sup>[32,96]</sup>,同时 MPs 也能促进抗性基因(ARGs)在土壤中的传播<sup>[97]</sup>。Kong 等<sup>[98]</sup>研究发现,土壤中微生物的多样性会随着二丁基邻苯二甲酸酯(塑料添加剂)含量的增加而下降。土壤酶活性反映了微生物活性和吸收底物的有效性,因此土壤酶种类和活性的变化可以表明 MPs 对土壤微生物的潜在影响。Machado 等<sup>[83]</sup>研究了不同类型的 MPs 对土壤酶的影响,结果显示,添加 PA 和 HDPE 显著提高了 FDA 水解酶的活性,PET、PA 和 PS 等使得微生物活降低。因此,MPs 表面可以附着土壤中的微生物,从而改变原有的微生物群落结构及功能。另外,MPs 还能对微生物产生毒理效应,抑制微生物活性,使微生物多样性降低,进而影响其繁殖发育。

综上所述,有关土壤中 MPs 的生态毒理效应研究相对较少,且在其毒理研究中还存在许多缺乏的地方。首先,MPs 本身由于其化学性质惰性可能其毒性效应并不明显,但与其共存的塑料添加剂、附着在其表面的其它污染物、或老化后的塑料,由于其理化性质的改变,其毒性效应也会发生改变。其次,大部分的研究获得的负效应多基于远高于环境浓度的暴露水平,并且所获研究结果也并不一致,其毒理效应与 MPs 类型、浓度、尺寸、形状以及老化程度等相关,不同条件下表现出不同程度的毒性效应。另外,不同的土壤条件和动植物种类对 MPs 的毒理响应也不一致,缺乏系统的评估土壤环境对土壤动植物的影响。最后,有关 MPs 对动植物的致毒机理研究处于起步阶段,MPs 在动植物体内的传输、吸收以及致毒过程和机理研究较少,其相互作用机制尚不明确。

### 3 总结与展望(Conclusion and prospects)

(1)土壤中 MPs 的来源主要包括农用塑料薄膜的广泛使用、农业灌溉用水、污泥堆肥及施用、垃圾填埋和大气沉降。

(2)MPs 由于其自身的颗粒效应、所含添加剂以及吸附土壤中其它污染物对土壤理化性质和物质循环、土壤动植物和土壤微生物产生一定的生态毒理效应。①MPs 可以改变土壤结构,减缓水分、养分循环,影响土壤容重、pH、电导率、有机质含量、阳离子交换量、可溶性有机物和腐殖质含量等,并降低土壤透气性和酶活性以及影响土壤团聚体的量。②MPs 使土壤动物产生肠道损伤、免疫反应、神经毒性、进食量减少、体重下降、内分泌失调、胚胎畸变、繁殖率降低、死亡率增加以及肠道内微生物群落结构改变等。③MPs 对植物种子的发芽率,幼苗含水率,植物的生殖过程、生物量和一些外在特征以及一些光合色素和酶活性等均会产生影响。④MPs 表面可以附着土壤中的微生物,从而改变原有的微生物群落结构,且对微生物产生毒理效应,抑制微生物活性,使微生物多样性降低,进而影响其繁殖发育。⑤MPs 与其它污染物的复合污染会促进或者抑制土壤动植物、微生物的生长,这与所添加的 MPs 种类、粒径、浓度以及动植物和微生物的种类相关,不同条件下生物所表现出来的毒理效应各不相同。

目前,有关 MPs 对土壤环境的生态毒理效应研究还处于初级阶段,未来需从以下几个方面加强研究。(1)土壤中不同来源的 MPs 贡献率不明确,且不同地区 MPs 主要来源也有差异,因此需要加强对各地区的 MPs 污染程度调查以及不同地区、不同土地类型对 MPs 来源与污染程度的影响。(2)目前,无论是单一 MPs 污染还是 MPs 与其它污染物的复合污染对动植物的毒理效应研究大多集中于实验室,暴露时间短,剂量高等使得与实际土壤环境条件严重不符,未来需加强实际环境中的相关研究。(3)加强 MPs 对动植物产生毒理效应的机理研究。①揭示出 MPs 在动物体各器官内的传输、积累和致毒过程及机理。②探明 MPs 在植物体内的吸收途径、传输过程以及植物根际分泌物、微生物和营养元素与 MPs 之间的相互作用机制。

### 参考文献 (References)

[1] 陈彪,汪玲,李达,等.水环境中的微塑料及其生态效应[J].生态毒理学报,2019,14(1):30-40.

CHEN B, WANG L, LI D, et al. Microplastics in water environment and their ecological effects [J]. Asian Journal of Ecotoxicology,



- 2019, 14(1): 30-40(in Chinese).
- [ 2 ] WANG W F, GE J, YU X Y, et al. Environmental fate and impacts of microplastics in soil ecosystems: Progress and perspective [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 708: 134841.
- [ 3 ] 侯军华, 檀文炳, 余红, 等. 土壤环境中微塑料的污染现状及其影响研究进展 [J]. *环境工程*, 2020, 38(2): 16-27,15.  
HOU J H, TAN W B, YU H, et al. Microplastics in soil ecosystem: A review on sources, fate and ecological impact [J]. *Environmental Engineering*, 2020, 38(2): 16-27,15(in Chinese).
- [ 4 ] JAMBECK J R, GEYER R, WILCOX C, et al. Marine pollution. Plastic waste inputs from land into the ocean [J]. *Science*, 2015, 347(6223): 768-771.
- [ 5 ] SONG Y K, HONG S H, JANG M, et al. Combined effects of UV exposure duration and mechanical abrasion on microplastic fragmentation by polymer type [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(8): 4368-4376.
- [ 6 ] HORTON A A, WALTON A, SPURGEON D J, et al. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 586: 127-141.
- [ 7 ] THOMPSON R C, OLSEN Y, MITCHELL R P, et al. Lost at sea: Where is all the plastic? [J]. *Science*, 2004, 304(5672): 838.
- [ 8 ] 李昇昇, 李良忠, 李敏, 等. 环境样品中微塑料及其结合污染物鉴别分析研究进展 [J]. *环境化学*, 2020, 39(4): 960-974.  
LI S S, LI L Z, LI M, et al. Study on identification of microplastics and the combined pollutants in environmental samples [J]. *Environmental Chemistry*, 2020, 39(4): 960-974(in Chinese).
- [ 9 ] 刘锋平, 董晓杰, 董兵, 等. 化妆品及个人护理用品中塑料微珠的环境行为及生态毒性研究进展 [J]. *环境与健康杂志*, 2016, 33(12): 1114-1116.  
LIU F P, DONG X J, DONG B, et al. Environmental behavior and ecotoxicity of microbead in cosmetic and personal care products: A review of recent studies [J]. *Journal of Environment and Health*, 2016, 33(12): 1114-1116(in Chinese).
- [ 10 ] 段以隽, 谷翔宇, 陈闻帆, 等. 个人护理品中的微塑料研究 [J]. *环境与发展*, 2019, 31(3): 236,238.  
DUAN Y J, GU X Y, CHEN W F, et al. Microplastics in personal care products [J]. *Environment and Development*, 2019, 31(3): 236,238(in Chinese).
- [ 11 ] 郝爱红, 赵保卫, 张建, 等. 土壤中微塑料污染现状及其生态风险研究进展 [J]. *环境化学*, 2021, 40(4): 1100-1111.  
HAO A H, ZHAO B W, ZHANG J, et al. Research progress on pollution status and ecological risk of microplastics in soil [J]. *Environmental Chemistry*, 2021, 40(4): 1100-1111(in Chinese).
- [ 12 ] 廖苑辰, 娜孜依古丽·加合甫别克, 李梅, 等. 微塑料对小麦生长及生理生化特性的影响 [J]. *环境科学*, 2019, 40(10): 4661-4667.  
LIAO Y C, NAZYGUL·JAHITBEK, LI M et al. Effects of microplastics on the growth, physiology, and biochemical characteristics of wheat(*Triticum aestivum*) [J]. *Environmental Science*, 2019, 40(10): 4661-4667(in Chinese).
- [ 13 ] DING W L, LI Z, QI R M, et al. Effect thresholds for the earthworm *Eisenia fetida*: Toxicity comparison between conventional and biodegradable microplastics [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 781: 146884.
- [ 14 ] RILLIG M C. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? [J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(12): 6453-6454.
- [ 15 ] NIZZETTO L, FUTTER M, LANGAAS S. Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(20): 10777-10779.
- [ 16 ] HUERTA LWANGA E, GERTSEN H, GOOREN H, et al. Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris* [J]. *Environmental Pollution*, 2017, 220: 523-531.
- [ 17 ] MCGECHAN M B. SW—soil and water: Transport of particulate and colloid-sorbed contaminants through soil, part 2: Trapping processes and soil pore geometry [J]. *Biosystems Engineering*, 2002, 83(4): 387-395.
- [ 18 ] STEINMETZ Z, WOLLMANN C, SCHAEFER M, et al. Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 550: 690-705.
- [ 19 ] 马兆嵘, 刘有胜, 张芊芊, 等. 农用塑料薄膜使用现状与环境污染分析 [J]. *生态毒理学报*, 2020, 15(4): 21-32.  
MA Z R, LIU Y S, ZHANG Q Q, et al. The usage and environmental pollution of agricultural plastic film [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2020, 15(4): 21-32(in Chinese).
- [ 20 ] LI R J, LIU Y, SHENG Y F, et al. Effect of prothioconazole on the degradation of microplastics derived from mulching plastic film: Apparent change and interaction with heavy metals in soil [J]. *Environmental Pollution*, 2020, 260: 113988.
- [ 21 ] 胡灿, 王旭峰, 陈学庚, 等. 新疆农田残膜污染现状及防控策略 [J]. *农业工程学报*, 2019, 35(24): 223-234.  
HU C, WANG X F, CHEN X G, et al. Current situation and control strategies of residual film pollution in Xinjiang [J]. *Transactions of*

- the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2019, 35(24): 223-234(in Chinese).
- [22] 赵岩, 陈学庚, 温浩军, 等. 农田残膜污染治理技术研究现状与展望 [J]. *农业机械学报*, 2017, 48(6): 1-14.  
ZHAO Y, CHEN X G, WEN H J, et al. Research status and prospect of control technology for residual plastic film pollution in farmland [J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2017, 48(6): 1-14(in Chinese).
- [23] GAO H H, YAN C R, LIU Q, et al. Effects of plastic mulching and plastic residue on agricultural production: A meta-analysis [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 651: 484-492.
- [24] 杨扬, 何文清. 农田土壤微塑料污染现状与进展 [J]. *环境工程*, 2021, 39(5): 156-164,15.  
YANG Y, HE W Q. Research status and progress of microplastic pollution in farmland soil [J]. *Environmental Engineering*, 2021, 39(5): 156-164,15(in Chinese).
- [25] MATEO-SAGASTA J, MEDLICOTT K, QADIR M, et al. Proceedings of the UN-water project on the safe use of wastewater in agriculture [J]. *American Heart Journal*, 2013, 161(6): 1114-1124.
- [26] MAJEWSKY M, BITTER H, EICHE E, et al. Determination of microplastic polyethylene (PE) and polypropylene (PP) in environmental samples using thermal analysis (TGA-DSC) [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 568: 507-511.
- [27] 白濛雨, 赵世焯, 彭谷雨, 等. 城市污水处理过程中微塑料赋存特征 [J]. *中国环境科学*, 2018, 38(5): 1734-1743.  
BAI M Y, ZHAO S Y, PENG G Y, et al. Occurrence, characteristics of microplastic during urban sewage treatment process [J]. *China Environmental Science*, 2018, 38(5): 1734-1743(in Chinese).
- [28] MASON S A, GARNEAU D, SUTTON R, et al. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent [J]. *Environmental Pollution*, 2016, 218: 1045-1054.
- [29] 徐湘博, 孙明星, 张林秀, 等. 土壤微塑料污染研究进展与展望 [J]. *农业资源与环境学报*, 2021, 38(1): 1-9.  
XU X B, SUN M X, ZHANG L X, et al. Research progress and prospect of soil microplastic pollution [J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2021, 38(1): 1-9(in Chinese).
- [30] MINTENIG S M, LÖDER M G J, PRIMPKE S, et al. Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 648: 631-635.
- [31] MAHON A M, O'CONNELL B, HEALY M G, et al. Microplastics in sewage sludge: Effects of treatment [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(2): 810-818.
- [32] HÄMER J, GUTOW L, KÖHLER A, et al. Fate of microplastics in the marine isopod *Idotea emarginata* [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(22): 13451-13458.
- [33] ZUBRIS K A V, RICHARDS B K. Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge [J]. *Environmental Pollution*, 2005, 138(2): 201-211.
- [34] GEYER R, JAMBECK J R, LAW K L. Production, use, and fate of all plastics ever made [J]. *Science Advances*, 2017, 3(7): e1700782.
- [35] 刘沙沙, 付建平, 郭楚玲, 等. 微塑料的环境行为及其生态毒性研究进展 [J]. *农业环境科学学报*, 2019, 38(5): 957-969.  
LIU S S, FU J P, GUO C L, et al. Research progress on environmental behavior and ecological toxicity of microplastics [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(5): 957-969(in Chinese).
- [36] DRIS R, GASPERI J, ROCHER V, et al. Microplastic contamination in an urban area: A case study in Greater Paris [J]. *Environmental Chemistry*, 2015, 12(5): 592.
- [37] 周倩, 田崇国, 骆永明. 滨海城市大气环境中发现多种微塑料及其沉降通量差异 [J]. *科学通报*, 2017, 62(33): 3902-3909.  
ZHOU Q, TIAN C G, LUO Y M. Various forms and deposition fluxes of microplastics identified in the coastal urban atmosphere [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2017, 62(33): 3902-3909(in Chinese).
- [38] 陈蕾, 高山雪, 徐一卢. 塑料添加剂向生态环境中的释放与迁移研究进展 [J]. *生态学报*, 2021, 41(8): 3315-3324.  
CHEN L, GAO S X, XU Y L. Progress on release and migration of plastic additives to ecological environment [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, 41(8): 3315-3324(in Chinese).
- [39] 高静, 李红玉, 马瑾玮, 等. 国内外增塑剂的研究与发展趋势 [J]. *化工技术与开发*, 2019, 48(12): 49-52,57.  
GAO J, LI H Y, MA J W, et al. Research and development trend of plasticizers in China and abroad [J]. *Technology & Development of Chemical Industry*, 2019, 48(12): 49-52,57(in Chinese).
- [40] ERKEKOGLU P, KOCER-GUMUSEL B. Genotoxicity of phthalates [J]. *Toxicology Mechanisms and Methods*, 2014, 24(9): 616-626.
- [41] WANG J, LV S, ZHANG M Y, et al. Effects of plastic film residues on occurrence of phthalates and microbial activity in soils [J]. *Chemosphere*, 2016, 151: 171-177.

- [42] SUN J Q, WU X Q, GAN J. Uptake and metabolism of phthalate esters by edible plants [J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(14): 8471-8478.
- [43] 李玉芳, 伍小明. 阻燃剂在聚丙烯阻燃中的应用研究进展 [J]. *塑料助剂*, 2019(3): 6-9,37.  
LI Y F, WU X M. Application research development of flame retardants in the polypropylene-flame retardant system [J]. *Plastics Additives*, 2019(3): 6-9,37(in Chinese).
- [44] 葛渊数. 卤代阻燃剂环境毒理效应和机理研究进展 [J]. *环境保护前沿*, 2018, 8(6): 457-465.  
GE Y S, Research progress on environmental toxicological effects and mechanism of halogenated flame retardants [J]. *Frontier of Environmental Protection*, 2018, 8(6): 457-465(in Chinese).
- [45] 李斐, 王晓晴, 刘佳琳, 等. 溴系阻燃剂毒理效应的计算模拟预测与环境风险评估进展 [J]. *生态毒理学报*, 2019, 14(4): 2-13.  
LI F, WANG X Q, LIU J L, et al. Advances in computational simulation and environmental risk assessment on the toxicological effects of brominated flame retardants [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2019, 14(4): 2-13(in Chinese).
- [46] 陆园, 战力英, 宫青海, 等. 抗氧化剂的分类、作用机理及研究进展 [J]. *塑料助剂*, 2016(2): 43-50.  
LU Y, ZHAN L Y, GONG Q H, et al. Classification, mechanism of action and research progress of antioxidant [J]. *Plastics Additives*, 2016(2): 43-50(in Chinese).
- [47] WANG W F, NDUNGU A W, LI Z, et al. Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 575: 1369-1374.
- [48] HARTMANN N B, RIST S, BODIN J, et al. Microplastics as vectors for environmental contaminants: Exploring sorption, desorption, and transfer to biota [J]. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2017, 13(3): 488-493.
- [49] TEUTEN E L, ROWLAND S J, GALLOWAY T S, et al. Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants [J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(22): 7759-7764.
- [50] LAGANÀ P, CARUSO G, CORSI I, et al. Do plastics serve as a possible vector for the spread of antibiotic resistance? First insights from bacteria associated to a polystyrene piece from King George Island (Antarctica) [J]. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 2019, 222(1): 89-100.
- [51] de SOUZA MACHADO A A, KLOAS W, ZARFL C, et al. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems [J]. *Global Change Biology*, 2018, 24(4): 1405-1416.
- [52] de SOUZA MACHADO A A, LAU C W, TILL J, et al. Impacts of microplastics on the soil biophysical environment [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(17): 9656-9665.
- [53] YU H, FAN P, HOU J H, et al. Inhibitory effect of microplastics on soil extracellular enzymatic activities by changing soil properties and direct adsorption: An investigation at the aggregate-fraction level [J]. *Environmental Pollution*, 2020, 267: 115544.
- [54] LIU H F, YANG X M, LIU G B, et al. Response of soil dissolved organic matter to microplastic addition in Chinese loess soil [J]. *Chemosphere*, 2017, 185: 907-917.
- [55] WAN Y, WU C X, XUE Q, et al. Effects of plastic contamination on water evaporation and desiccation cracking in soil [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 654: 576-582.
- [56] ZHANG M M, DONG B D, QIAO Y Z, et al. Effects of sub-soil plastic film mulch on soil water and salt content and water utilization by winter wheat under different soil salinities [J]. *Field Crops Research*, 2018, 225: 130-140.
- [57] JIANG X J, LIU W J, WANG E H, et al. Residual plastic mulch fragments effects on soil physical properties and water flow behavior in the Minqin Oasis, northwestern China [J]. *Soil and Tillage Research*, 2017, 166: 100-107.
- [58] 任欣伟, 唐景春, 于宸, 等. 土壤微塑料污染及生态效应研究进展 [J]. *农业环境科学学报*, 2018, 37(6): 1045-1058.  
REN X W, TANG J C, YU C, et al. Advances in research on the ecological effects of microplastic pollution on soil ecosystems [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(6): 1045-1058(in Chinese).
- [59] HUERTA LWANGA E, MENDOZA VEGA J, KU QUEJ V, et al. Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain [J]. *Scientific Reports*, 2017, 7: 14071.
- [60] RODRIGUEZ-SEIJO A, LOURENÇO J, ROCHA-SANTOS T A P, et al. Histopathological and molecular effects of microplastics in *Eisenia andrei* Bouché [J]. *Environmental Pollution*, 2017, 220: 495-503.
- [61] ZHU B K, FANG Y M, ZHU D, et al. Exposure to nanoplastics disturbs the gut microbiome in the soil oligochaete *Enchytraeus crypticus* [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 239: 408-415.
- [62] LEI L L, WU S Y, LU S B, et al. Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans* [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 619/620: 1-8.

- [63] 雷丽丽. 微塑料颗粒对秀丽线虫和斑马鱼的毒性效应及其机制[D]. 上海: 华东师范大学, 2019.  
LEI L L. Toxic effects and mechanisms of microplastic particles on *Caenorhabditis elegans* and *Danio rerio*[D]. Shanghai: East China Normal University, 2019(in Chinese).
- [64] ZHU D, CHEN Q L, AN X L, et al. Exposure of soil collembolans to microplastics perturbs their gut microbiota and alters their isotopic composition [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, 116: 302-310.
- [65] KIM S W, AN Y J. Soil microplastics inhibit the movement of springtail species [J]. *Environment International*, 2019, 126: 699-706.
- [66] ZHU D, BI Q F, XIANG Q, et al. Trophic predator-prey relationships promote transport of microplastics compared with the single *Hypoaspis aculeifer* and *Folsomia candida* [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 235: 150-154.
- [67] SONG Y, CAO C J, QIU R, et al. Uptake and adverse effects of polyethylene terephthalate microplastics fibers on terrestrial snails (*Achatina fulica*) after soil exposure [J]. *Environmental Pollution*, 2019, 250: 447-455.
- [68] JEMEC KOKALJ A, HORVAT P, SKALAR T, et al. Plastic bag and facial cleanser derived microplastic do not affect feeding behaviour and energy reserves of terrestrial isopods [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 615: 761-766.
- [69] LI B Q, DING Y F, CHENG X, et al. Polyethylene microplastics affect the distribution of gut microbiota and inflammation development in mice [J]. *Chemosphere*, 2020, 244: 125492.
- [70] JIN Y X, LU L, TU W Q, et al. Impacts of polystyrene microplastic on the gut barrier, microbiota and metabolism of mice [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 649: 308-317.
- [71] LU L, WAN Z Q, LUO T, et al. Polystyrene microplastics induce gut microbiota dysbiosis and hepatic lipid metabolism disorder in mice [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 631/632: 449-458.
- [72] XIE X M, DENG T, DUAN J F, et al. Exposure to polystyrene microplastics causes reproductive toxicity through oxidative stress and activation of the p38 MAPK signaling pathway [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 190: 110133.
- [73] BESSELING E, WEGNER A, FOEKEMA E M, et al. Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.) [J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(1): 593-600.
- [74] 马旖旎, 黄安娜, 姜湘韬, 等. 微塑料对非在生物体内富集的影响及其联合毒性[C]//第十次全国分析毒理学大会暨第六届分析毒理专业委员会会议论文集. 宜昌, 2018: 89-90.
- [75] GAYLOR M O, HARVEY E, HALE R C. Polybrominated diphenyl ether (PBDE) accumulation by earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to biosolids-, polyurethane foam microparticle-, and Penta-BDE-amended soils [J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(23): 13831-13839.
- [76] XU G H, LIU Y, SONG X, et al. Size effects of microplastics on accumulation and elimination of phenanthrene in earthworms [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 403: 123966.
- [77] 刘雅倩, 马菁, 牟键坤, 等. 土壤环境中微塑料污染研究进展及展望 [J]. *环境科学与技术*, 2021, 44(4): 45-53.  
LIU Y Q, MA J, MOU J K, et al. Research progress and prospect of microplastic pollution in soil environment [J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 44(4): 45-53(in Chinese).
- [78] LI L Z, LUO Y M, LI R J, et al. Effective uptake of submicrometre plastics by crop plants via a crack-entry mode [J]. *Nature Sustainability*, 2020, 3(11): 929-937.
- [79] 刘鑫蓓, 董旭晟, 解志红, 等. 土壤中微塑料的生态效应与生物降解 [J]. *土壤学报*, 2022, 59(2): 349-363.  
LIU X B, DONG X S, XIE Z H, et al. Ecological Effects and Biodegradation of Microplastics in Soils [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2022, 59(2): 349-363(in Chinese).
- [80] QI Y L, YANG X M, PELAEZ A M, et al. Macro-and micro-plastics in soil-plant system: Effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 645: 1048-1056.
- [81] 刘莹莹, 张旗, 崔文智, 等. 聚乙烯微塑料对绿豆发芽的毒性研究 [J]. *环境与发展*, 2019, 31(5): 123-125.  
LIU Y Y, ZHANG Q, CUI W Z, et al. Toxicity of polyethylene microplastics to seed germination of mung bean [J]. *Environment and Development*, 2019, 31(5): 123-125(in Chinese).
- [82] 安菁, 刘欢语, 郑艳, 等. 土壤微塑料残留对大豆幼苗生长及生理生化特征的影响 [J]. *四川农业大学学报*, 2021, 39(1): 41-46,113.  
AN J, LIU H Y, ZHENG Y, et al. Effects of soil microplastics residue on soybean seedlings growth and the physiological and biochemical characteristics [J]. *Journal of Sichuan Agricultural University*, 2021, 39(1): 41-46,113(in Chinese).
- [83] DE SOUZA MACHADO A A, LAU C W, KLOOAS W, et al. Microplastics can change soil properties and affect plant performance [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(10): 6044-6052.
- [84] 李连祯, 周倩, 尹娜, 等. 食用蔬菜能吸收和积累微塑料 [J]. *科学通报*, 2019, 64: 928-934.

- LI L Z, ZHOU Q, YIN N, et al. Eating vegetables can absorb and accumulate microplastics [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2019, 64: 928-934(in Chinese).
- [85] JIANG X, CHEN H, LIAO Y, et al. Ecotoxicity and genotoxicity of polystyrene microplastics on higher plant *Vicia faba* [J]. *Environmental Pollution*, 2019, 250: 831-838.
- [86] DONG Y M, GAO M L, SONG Z G, et al. Microplastic particles increase arsenic toxicity to rice seedlings [J]. *Environmental Pollution*, 2020, 259: 113892.
- [87] LI Z X, LI R J, LI Q F, et al. Physiological response of Cucumber (*Cucumis sativus* L.) Leaves to polystyrene nanoplastics pollution [J]. *Chemosphere*, 2020, 255: 127041.
- [88] 李贞霞, 李庆飞, 李瑞静, 等. 黄瓜幼苗对微塑料和镉污染的生理响应 [J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(5): 973-981.  
LI Z X, LI Q F, LI R J, et al. Physiological response of cucumber seedlings to microplastics and cadmium [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(5): 973-981(in Chinese).
- [89] 王泽正, 杨亮, 李婕, 等. 微塑料和镉及其复合对水稻种子萌发的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(1): 44-53.  
WANG Z Z, YANG L, LI J, et al. Single and combined effects of microplastics and cadmium on the germination characteristics of rice seeds [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(1): 44-53(in Chinese).
- [90] 刘玲, 洪婷婷, 胡倩男, 等. 微塑料与铅复合污染对水稻幼苗根系生长和氧化应激的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(12): 2623-2633.  
LIU L, HONG T T, HU Q N, et al. Effects of the combination of microplastics and lead pollution on growth and oxidative responses of rice seedlings' roots [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(12): 2623-2633(in Chinese).
- [91] XU G H, LIU Y, YU Y. Effects of polystyrene microplastics on uptake and toxicity of phenanthrene in soybean [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 783: 147016.
- [92] LIU S Q, WANG J W, ZHU J H, et al. The joint toxicity of polyethylene microplastic and phenanthrene to wheat seedlings [J]. *Chemosphere*, 2021, 282: 130967.
- [93] WANG J, HUANG M, WANG Q, et al. LDPE microplastics significantly alter the temporal turnover of soil microbial communities [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 726: 138682.
- [94] JUDY J D, WILLIAMS M, GREGG A, et al. Microplastics in municipal mixed-waste organic outputs induce minimal short to long-term toxicity in key terrestrial biota [J]. *Environmental Pollution*, 2019, 252: 522-531.
- [95] 李汶璐, 王志超, 杨文焕, 等. 微塑料对沉积物细菌群落组成和多样性的影响 [J]. *环境科学*, 2022, 43(5): 2606-2613.  
LI W L, WANG Z, C, YANG W H, et al. Effects of microplastics on bacterial community composition and diversity in sediments [J]. *Environmental Science*, 2022, 43(5): 2606-2613(in Chinese).
- [96] TEUTEN E L, SAQUING J M, KNAPPE D R, et al. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife [J]. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 2009, 364(1526): 2027-2045.
- [97] SHI J H, WU D, SU Y L, et al. Selective enrichment of antibiotic resistance genes and pathogens on polystyrene microplastics in landfill leachate [J]. *Science of the Total Environment*, 2020: 142775.
- [98] KONG X, JIN D, JIN S, et al. Responses of bacterial community to dibutyl phthalate (DBP) pollution in a soil-vegetable ecosystem [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 353(5): 142-150.