

DOI: 10.11766/trxb202007190402

冯雪莹, 孙玉焕, 张书武, 王发园. 微塑料对土壤-植物系统的生态效应[J]. 土壤学报, 2021, 58(2): 299-313.

FENG Xueying, SUN Yuhuan, ZHANG Shuwu, WANG Fayuan. Ecological Effects of Microplastics on Soil-Plant Systems[J]. Acta Pedologica Sinica, 2021, 58(2): 299-313.

微塑料对土壤-植物系统的生态效应*

冯雪莹, 孙玉焕, 张书武, 王发园†

(青岛科技大学环境与安全工程学院, 山东青岛 266042)

摘要:近年来, 塑料污染已经成为全球性环境问题。陆地生态系统中的微塑料污染受到越来越多的重视, 尤其是农业生态系统。由于降解性差, 微塑料在土壤中的累积可能会对土壤生态系统造成不利影响, 并通过食物链等威胁人畜健康。本文介绍了微塑料在土壤环境中的来源、分布和迁移, 重点阐述了微塑料对土壤-植物系统的直接和间接生态效应。证据显示微塑料可以直接影响土壤理化性质、微生物与酶活性、土壤动物, 影响植物种子萌发、根系对水分和养分的吸收, 并可以被植物吸收和转运, 对植物产生毒性效应; 也可以通过改变土壤性质、与重金属等污染物联合作用等方式对植物产生间接效应。最后还对未来土壤-植物系统中微塑料相关研究进行了展望。以期为了解土壤微塑料的生态效应和潜在风险管控提供理论依据和科学指导。

关键词: 土壤污染; 微塑料; 环境风险; 生态效应

中图分类号: X53 **文献标志码:** A

Ecological Effects of Microplastics on Soil-Plant Systems

FENG Xueying, SUN Yuhuan, ZHANG Shuwu, WANG Fayuan†

(College of Environment and Safety Engineering, Qingdao University of Science and Technology, Qingdao, Shandong 266042, China)

Abstract: In recent years, plastic pollution has become an environmental issue of global concern. The pollution of microplastic (MPs) in the terrestrial ecosystems, especially in agroecosystems, has attracted increasing attention. Due to their low degradability, MPs accumulate in soil and render damages to soil ecosystems, thus posing health risks for human and animals through food chains. The present paper first introduces sources of MPs in soils, including plastic film mulching, application of sewage sludge and organic manure, irrigation with wastewater, atmospheric deposition, and surface runoff. Then it goes on to elaborate distribution and abundance of MPs in soil environments, particularly in agricultural soils, and discuss migration of MPs in terrestrial environments, with focuses on direct and indirect ecological effects of MPs on soil-plant systems. Current available evidence shows that MPs can directly change soil physio-chemical properties, and affect microorganisms and enzyme activities, soil fauna, seed germination, and root uptake of water and nutrients, and moreover they can be accumulated and translocated upwards, thus causing toxic effects on the plants. MPs can also indirectly affect plants via changing soil properties and interacting

* 山东省自然科学基金项目 (ZR2020MD120) 和国家自然科学基金项目 (41471395) 资助 Supported by Natural Science Foundation of Shandong Province (No. ZR2020MD120), and the National Natural Science Foundation of China (No. 41471395)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: wfy1975@163.com

作者简介: 冯雪莹 (1995—), 女, 山东潍坊人, 硕士研究生, 主要从事土壤微塑料生物效应研究。E-mail: 947320548@qq.com

收稿日期: 2020-07-19; 收到修改日期: 2020-10-14; 网络首发日期 (www.cnki.net): 2021-01-04

with other soil pollutants such as heavy metals. In the end, the paper discusses directions of the research on MPs in soil-plant systems in future. Moreover, this paper is expected to be able to provide a theoretical basis and scientific guidance for better understanding the ecological effects of soil MPs and controlling their potential risks.

Key words: Soil pollution ; Microplastics ; Environmental risk ; Ecological effect

塑料已经成为人们日常生活必不可少的部分^[1],同时塑料造成的污染已演变成全球环境问题^[2]。据估计,全球每年有 4.8~12.7 百万 t 的废塑料排放到海洋中^[3],对海洋环境及海洋中的生物造成了负面影响。近几年也开始关注塑料在土壤系统中的作用,德国科学家 Rillig^[4]首次提出微塑料在土壤中累积到一定程度时会对土壤性质和土壤生物多样性造成危害。一般认为,塑料可根据其大小分为尺寸小于 5 mm 的微塑料、介于 5~25 mm 的中等塑料和大于 25 mm 的大塑料,还可以根据其形态分为球状、薄膜状、纤维状和碎片状^[5]。常见的分布于土壤中的塑料种类有聚苯乙烯 (PS)、聚乙烯 (PE)、聚丙烯 (PP)、高密度聚乙烯 (HDPE)、低密度聚乙烯 (LDPE) 和聚乳酸 (PLA) 等。塑料在人类生产生活当中分布广、用途多,性质稳定且难以被分解,分布在土壤中的微塑料改变了土壤理化性质和物质循环^[6],纳米微塑料能够被植物吸收^[7-9],威胁人畜生命健康,也可直接被无脊椎动物摄食,部分难以排出体外,逐级积累在更高等的动物体内^[10]。人体粪便中检测到多达 9 种微塑料^[11],长期暴露在高浓度微塑料环境下的塑料行业工人,更容易患多种癌症^[12]。目前微塑料的生态效应和对人类身体健康产生的危害仍有待深入研究^[13]。

土壤植物系统包括土壤和植物(或作物)两个部分,如农田、林地、草原、湿地等,不仅是联系城乡生态系统的纽带,也是沟通植物和动物的桥梁,具有重要生态功能。本文以土壤-植物系统中的微塑料为对象,综述了农田等不同土壤中微塑料的来源、分布及迁移,分析其对土壤环境,包括物理性质、土壤微生物、土壤动物的影响,以及对植物的生态效应,以期为了解微塑料对土壤-植物系统的生态效应提供参考。

1 土壤中微塑料的来源、分布及迁移

土壤中的微塑料来源于市政污泥(包括化妆品、衣物及工业生产过程产生的塑料沉积)的土地利用、农用地膜和塑料垃圾的残留分解、大气微塑料的沉

降、地表径流和农用灌溉水的引入。由于污水处理厂提取污泥的一般处理步骤(如过滤、干燥、杀菌、堆肥等)不会消除微塑料,因而污泥堆肥后作为肥料施加到农田土中,成为土壤中微塑料的主要来源^[14]。在欧洲,每年每百万居民会排放 1 270~2 130 t 微塑料到环境中^[15]。同样,污水处理厂处理后的废水仍存在大量的微塑料,用其灌溉农作物成为土壤中微塑料的来源之一^[16]。在中国,由于农用地膜的使用越来越广泛,其覆盖面积已达 1 840 万 hm^2 ,年使用量高达 146.8 万 t(来自农业农村部 2016 年统计数据),使用过后的农膜残留并积累在土壤中形成塑料污染^[17]。城市及工业塑料垃圾如农业工具、塑料包装材料和一些生活塑料垃圾经光照、高温及土壤磨损等作用,在环境中分裂或降解,或经土壤动物的消化后生成次生微塑料散布在土壤中。已有报道指出,不同类型不同粒径的微塑料可通过输移和干/湿沉降将微塑料从大气中运送到偏远地区的陆地和湖泊中,文献中有记载的最远距离高达 95 km^[18-19],也可通过降雨降雪等汇入地表径流将微塑料引入到土壤甚至地下水中^[20]。

微塑料在土壤环境中经光氧化途径使塑料碎片化的过程尤为缓慢,所以普遍认为土壤是微塑料的储存库^[21]。目前土壤微塑料的调查主要集中于农田、菜地、果园等农用地(表 1)。Ding 等^[22]对陕西省黄土高原、关中平原、秦巴山区 9 市的农用土壤进行了调查,全部样品中均发现微塑料,丰度高达 1 430~3 410 $\text{ind}\cdot\text{kg}^{-1}$,其中黄土高原的土样微塑料丰度较高。Huang 等^[17]对我国 19 省份的农膜覆盖土壤进行了调查,发现微塑料含量随覆膜年限而升高。这意味着农业措施尤其是覆膜是微塑料的重要来源。Zhou 等^[23]发现杭州湾滨海平原覆膜农田土壤中微塑料丰度高于未覆膜土壤,但农膜并非唯一来源。来自德国^[24]、智利^[16]的调查则证实农业土壤中的微塑料污染与污水污泥的施用密切相关。微塑料丰度与土地利用类型密切相关,如在韩国骊州^[25],路边土壤中微塑料的含量显著高于林地和居住用地,其原因主要是由于轮胎灰尘和道路涂料以及其他用于

建筑油漆和交通安全设施的材料会在周围环境中产生微塑料残留物，而林地受人为活动影响较小，因而微塑料丰度较低。来自武汉郊区的调查则发现林地土壤中的微塑料含量高于菜地，而空地土壤中的含量最低^[26]。在湿地^[27]、庭园^[10]、漫滩土^[28]、工业土壤^[29]中也均有微塑料检出。考虑到土壤微塑料的

来源，微塑料很可能广泛分布于陆地生态系统。需要指出是，目前尚缺乏标准化的土壤微塑料分离方法，土壤微塑料污染状况尚需深入调查，目前已有的结果不能进行草率比较。此外，微塑料在植物尤其是农作物中的污染分布特征尚没有研究，未来需要关注。

表 1 微塑料在不同用地类型土壤的分布

Table 1 Distribution of microplastics in the soil relative to land use

类型 Type	地点 Location	取样深度 Sampling depth /cm	微塑料 Microplastics		参考文献 Reference	
			丰度 Abundance/ ind·kg ⁻¹ ①	种类 Type ^②		
农田	浙江	0~10	263~571	PE、PP、PES、PA、尼龙、人造丝、丙烯酸	[23]	
	陕西	0~10	1 430~3 410	PS、PE、PP、HDPE、PVC、PET	[22]	
	云南	0~30	900~40 800	/	[30]	
	国内 19 省		0~40	80.3±49.3 (覆膜 5 年)		
				308±138.1 (覆膜 15 年)	PE	[17]
	黄土高原		0~10	1 075.6±346.8 (覆膜 24 年)		
				0.008±0.025 g·kg ⁻¹	PE	[31]
			10~30	0.368±0.740 g·kg ⁻¹		
		智利	0~25	600~10 400	LDPE、PES、PVC、尼龙、丙烯酸	[16]
		韩国	0~5	81±77	PP、PE、PET	[32]
	德国	0~5	0.34±0.36	PE、PS	[24]	
农田 (电子废物污染)	广东	0~20	9 450±9 520	PS、PP、聚乙烯醇、聚氨酯、 乙烯-醋酸乙烯共聚物	[33]	
农田/林地	云南	0~10	7 100~42 960	PE	[34]	
稻田	上海	0~10	10.3±2.2	PE、PP	[35]	
	韩国	0~5	160±93	PE、PP、PET	[32]	
菜地	上海	0~3	78.00±12.91			
		3~6	62.50±12.97	PP、PE	[36]	
	湖北武汉	0~5	320~12 560	PA、PP、PS、PE、PVC	[37]	
果园	湖北武汉	0~5	43 000~620 000	PE、PP、PS、PA、PVC	[26]	
		0~10	0.540±0.603 g·kg ⁻¹			
	黄土高原	10~30	0.460±0.735 g·kg ⁻¹	PE	[31]	
温室	黄土高原	0~10	0.130±0.307 g·kg ⁻¹			
		10~30	0.024±0.051 g·kg ⁻¹	PE	[31]	
	韩国	0~5	1 880±1 563	PE、PET、PP	[32]	

续表

类型 Type	地点 Location	取样深度 Sampling depth /cm	微塑料 Microplastics		参考文献 Reference
			丰度 Abundance/ ind·kg ⁻¹ ①	种类 Type ^②	
林地	湖北武汉	0~5	96 000~690 000	PE、PA、PP、PS、PVC	[26]
湿地	山东	0~2	136~2 060	PET、聚碳酸酯	[27]
漫滩土	瑞士	0~5	< 593 (<55.5 mg·kg ⁻¹)	PE、PS、PVC、丁苯橡胶、PP、PA	[28]
	德国	0~200	0.37±6.06	LDPE、PP、PA、PS、聚甲醛、PET、 HDPE、尼龙	[38]
花园土	墨西哥	0~10	0.87±1.9	PE、PS	[10]
		10~20			
沙地/林地/草地	毛乌素沙漠 (陕西)	0~10	1 360~4 960	PS、PE、PP、PVC、PET	[39]
			林地: 160		
林地/农田/交通/ 居住	韩国	0~5	住宅: 500	PE、PP、PS、PET、丁苯橡胶、 苯乙烯共聚物	[25]
			农田土壤: 664		
			路边: 1 108		
工业土壤	澳大利亚	/	300~675 000 mg·kg ⁻¹	PE、PS、PVC	[29]

注: ①无范围标注的微塑料丰度均取平均值 The abundance of microplastics without ranges marked is expressed by mean value; ②PE, 聚乙烯 Polyethylene; HDPE, 高密度聚乙烯 High-density polyethylene; LDPE, 低密度聚乙烯 Low-density polyethylene; PP, 聚丙烯 Polypropylene; PS, 聚苯乙烯 Polystyrene; PVC, 聚氯乙烯 Polyvinyl chloride; PES, 聚酯 Polyester; PET, 聚对苯二甲酸乙二醇酯 Polyethylene terephthalate; PA, 聚酰胺 Polyamide.

微塑料的化学性质稳定且可以在环境中持久存在, 在环境中的迁移方式主要有两种(图1), 一是通过自然条件, 包括天气因素(如风力、潮汐、径流和降水)、地貌、重力和生物作用等; 二是通过人类生产活动如工业生产、垃圾填埋等产生^[40]。在土壤中的迁移方式可分为多种, 可通过重力沉降和降水渗透进入到地下水系统^[41], 也可通过蚯蚓等无脊椎动物的活动, 沿着土壤剖面向下运输^[42]。当微塑料分解到纳米级就会被植物根系通过吸附作用转移到土壤上层, 也会被无脊椎动物或昆虫等通过吞食作用吸收到体内后被鸡等动物捕食, 沿食物链传播^[10]。

2 微塑料对土壤-植物系统的直接效应

微塑料对土壤生态系统的影响研究较少, 原因可能是土壤是一个复杂的非均质系统, 相较于海洋环境更加复杂多变, 土壤中的微塑料更难以分离检

测^[43]。不同粒径和种类微塑料对土壤-植物系统有一系列的直接影响, 例如, 改变土壤理化性质, 促进土壤中微生物群落的分化演替, 使土壤动物产生氧化应激反应, 部分纳米级的微塑料甚至能被植物吸收产生毒性效应。

2.1 微塑料对土壤理化性质的影响

微塑料在土壤中残留会导致土壤 pH、电导率(EC)、有机质和养分的有效性改变^[44]。土壤中添加 HDPE 使土壤 pH 降低^[45-46], PLA 使土壤 pH 升高和 EC 降低^[46], 而 PS 则没有显著影响^[45]。有研究表明高浓度(28%, w/w)的微塑料会降低溶解性有机物的分解速率, 提高土壤养分^[47], 但农田土中的草甘膦等农药成分与微塑料相互作用会导致土壤中溶解性有机碳和有机磷的损失, 降低土壤养分^[48-49]。生物可降解塑料如 PLA 可以降低土壤中铵态氮浓度, 影响氮元素循环^[50]。不同类型、不同浓度的微塑料对土壤物理性质的影响有所差异(表2), 其中粒径

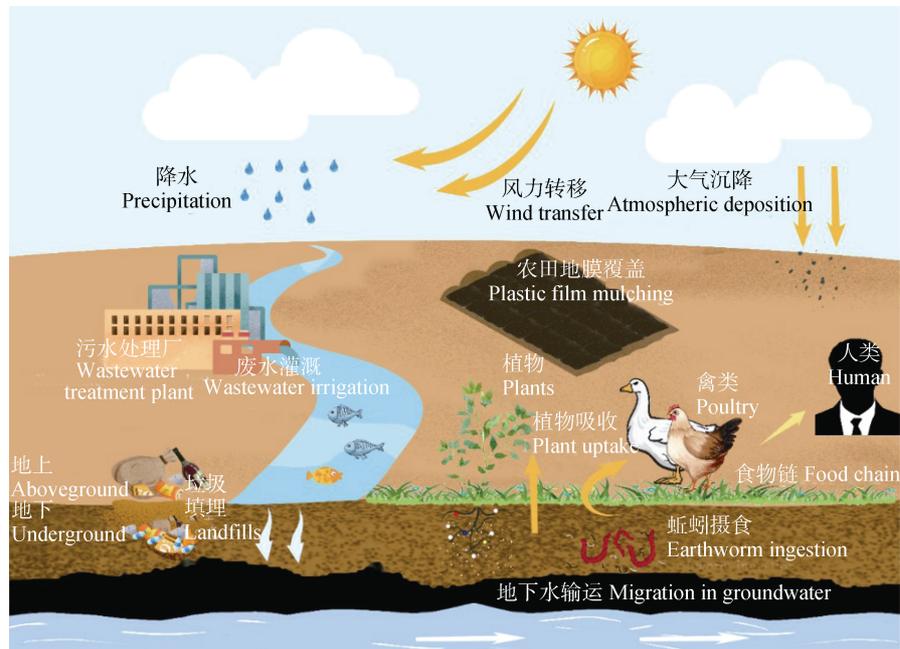


图 1 微塑料在陆地环境中的迁移

Fig. 1 Migration of microplastics in terrestrial environments

表 2 微塑料对土壤物理性质的影响

Table 2 Effects of microplastics on soil physical properties

地点 Location	土壤类型 Soil type	微塑料 Microplastics				物理效应 Physical effect	参考文献 Reference
		种类 Type	形状 Shape	大小 Size ¹⁾	浓度 Concentration		
德国柏林	漂白淋溶土	PP	纤维	L: 3 756 μm D: 18 μm	0.25%、0.5%、 1.0%、2.0% (w/w)	易形成较大土壤团块; 显著降低水稳性 团聚体; 土壤容重略有降低; 持水能力 随浓度上升而下降	[42]
		PES		L: 5 000 μm D: 8 μm			
		PES		纤维			
云南大学	黏壤土	PES	纤维	D: 5 μm L: 2.65 μm	0.1%、0.3%、3.0% (w/w)	土壤容重没有明显变化; 孔隙体积增大 导致持水能力下降; 饱和导水率无影响	[54]
武汉	低液限黏土 高液限黏土	PE	薄膜	2 mm、5 mm	0.5%、1.0% (w/w)	蒸发率随含量升高而增加; 浓度越高干 燥开裂情况越严重	[55]

注: ¹⁾表中字母 L 代表长度、W 代表宽度、D 代表直径, 未标字母为粒径。下同。Note: ¹⁾In this table, the capital letter "L" stands for length, "W" for width, "D" for diameter, and values without being marked with a letter are particle sizes. The same below.

较大、目测可见的微塑料自身的吸附效应会影响土壤结构组成和容重^[51-52]。平均直径 $<5 \mu\text{m}$ 的超细聚酯纤维 (0.3%, w/w) 添加到土壤中有利于土壤团聚体的形成, 增大土壤孔隙率, 降低土壤的持水能力^[53-54], 加快水分蒸发^[55]。平均直径 18 μm 的聚丙烯

烯纤维 (0.4%, w/w) 和平均直径 8 μm 的聚酯纤维 (0.4%, w/w) 均能显著降低土壤水稳性团聚体, 导致土壤贫瘠化^[51]。土壤性质的改变会对微生物群落 (由细菌、真菌、原生动物的其他生物) 产生直接或间接的作用, 进一步影响整个土壤-植物系统^[56]。

2.2 微塑料对土壤微生物与酶活性的影响

微塑料影响土壤微生物群落结构和土壤酶活性(表3)。LDPE能改变土壤微生物群落结构,导致土壤中细菌群落演替差异越来越大^[57],PE薄膜使土壤结构更加松散,增大了微生物的附着面积,使微生物在塑料表面形成一层生物膜^[58]。这层生物膜能提高微生物活性,使土壤中脲酶和过氧化氢酶等酶活性显著升高^[59-60]。磷脂脂肪酸(Phospholipid fatty acids, PLFAs)是几乎所有活体细胞膜的主要成分,由1%(w/w)浓度的LDPE和PP处理后的土壤PLFAs增加,证实微塑料的添加对土壤微生物有促进作用^[61]。微塑料中含碳量相对较高,会导致土壤碳氮比(C/N)

增加,进而影响微生物的固定,尤其是那些较易降解的塑料^[62]。土壤中与碳(β -葡萄糖苷酶和纤维二糖水解酶)、氮(亮氨酸氨基肽酶)、磷(碱性磷酸酶)循环^[50, 63]相关的胞外酶活性的降低与土壤微生物生物量碳和脱氢酶活性的降低相一致,表明微塑料对土壤微生物有不利影响^[64]。同时微塑料自身含有的有害物质会释放到土壤中,如塑料中所含的双酚A和邻苯二甲酸酯等释放到土壤中,对土壤微生物活性有抑制作用^[65]。我们的研究首次发现,微塑料能够改变丛枝菌根真菌的群落结构和多样性,但是与微塑料的类型有关,可降解微塑料PLA的影响较HDPE更为显著^[46]。

表3 微塑料对土壤微生物的影响

Table 3 Effects of microplastics on soil microorganisms

微塑料 Microplastics			效应 Effect	参考文献 Reference
种类 Type	大小 Size	浓度 Concentration		
LDPE	2 mm×2 mm×0.01 mm	0.076 g·kg ⁻¹	促进土壤细菌群落分化演替; 促进细菌富集	[57]
LDPE	2 mm×2 mm×0.01 mm	0.076 g·kg ⁻¹	土壤脲酶、过氧化氢酶显著提高; 对土壤生物群落丰度、均匀度、多样性无显著影响; 塑料降解菌和病原体有明显富集	[59]
LDPE、PVC	D: 678 μ m (LDPE) D: 18 μ m (PVC)	1%、5% (w/w)	抑制荧光二乙酸酯水解酶活性; 刺激脲酶和酸性磷酸酶活性; 降低细菌群落的丰富度和多样性; 固氮细菌增加	[66]
PE	—	—	塑料降解菌和病原体在粗糙塑料表面大量富集; 其中放线菌和拟杆菌较容易富集	[58]
PVC	D: <0.9 mm	0.1%、1% (w/w)	细菌群落的多样性和组成无显著影响; 对有效氮浓度无显著影响; 有效磷浓度降低	[63]
PLA	D: 20~50 μ m	2% (w/w)	细菌群落多样性和均匀度无显著差异; 对不同细菌间的相互作用有影响; 对土壤酶活性无显著影响; 加快铵态氮转化速率; C/N代谢影响较小	[50]
PP	D: <250 μ m	7%、28% (w/w)	微塑料添加对草甘膦降解无影响; 微生物呼吸速率增加; 磷酸酶活性和 β -葡萄糖苷酶活性增加; 脲酶活性差别不大	[49]
PP、PE	膜状: 2 mm×2 mm 纤维 L: 3 mm 球状 D: 800 nm	2 mg·g ⁻¹ 、 20 mg·g ⁻¹	微塑料对脲酶、脱氢酶和碱性磷酸酶的影响顺序为: 纤维PP>膜状PE>球状PP, 膜状PE>球状PP>纤维状PP, 纤维PP>球状PP>膜状PE; 膜状PE和纤维状PP增加土壤微生物群落 α 多样性	[60]

2.3 微塑料对土壤动物的影响

土壤动物具有重要生态功能,影响有机质分解、营养元素循环和能量流动^[67],从而直接和间接影响植物生长。微塑料在被动物摄取后,在其体内存留

会对器官和组织产生不利影响,也由于微塑料的摄入代替了部分食物,引起营养和能量短缺。表4显示,微塑料对蚯蚓和线虫等动物具有一定毒性,多数情况下微塑料使生物量和繁殖率降低、死亡率升

表 4 微塑料对土壤动物的影响

Table 4 Effects of microplastics on soil fauna

物种 Specie	微塑料 Microplastics			毒性效应 Toxic effect	参考 文献 Reference
	种类 Type	大小 Size	浓度 Concentration		
<i>Lumbricus terrestris</i>	LDPE	≤50 μm (40%)、 63~150 μm (60%)	7%、28%、45%、 60% (w/w)	蚯蚓生物量明显下降；蚯蚓洞穴密度增加；洞穴 微塑料含量增加；土壤有机质含量增加	[68]
	PS、PP、PET、 LDPE	250 μm	2.5%、5%、 7% (w/w)	蚯蚓失去表面黏液，导致炎症和物理损伤，乙酰 胆碱酯酶水平增加；对微塑料存在摄食行为	[70]
	PS	D: 58 μm	0.25%、0.5%、 1%、2% (w/w)	0.25%和 0.5%对蚯蚓生物量无明显影响；1%和 2%对蚯蚓生长有抑制；死亡率随浓度增加而上升	[71]
<i>Eisenia foetida</i>	LDPE、PS	≤300 μm (LDPE)、 250 μm (PS)	1%、5%、10%、 20% (w/w)	提高蚯蚓体内过氧化氢酶、过氧化物酶活性和脂 质过氧化水平；抑制超氧化物歧化酶和谷胱甘肽 S-转移酶活；增加土壤对疏水性有机物的吸附、 降低其生物可利用性	[75]
土壤线蚓 <i>Enchytraeus crypticus</i>	轮胎颗粒	13~1 400 μm	0.0048%、0.024%、 3% (w/w)	降低存活率和繁殖率、改变肠道微生物组成	[72]
秀丽隐杆线虫 <i>Caenorhabditis elegans</i>	PP、PS、HDPE、 聚丙烯腈、PET	<250 μm、250~630 μm、 630~1 000 μm	0.01%、0.1%、 1% (w/w)	降低繁殖率	[73]
	PS	42 nm、530 nm	10 mg·kg ⁻¹	后代死亡率增加	[76]
	HDPE、PVC、PET	<2 mm	0.5% (w/w)	无显著影响	[74]

高。蚯蚓促进了微塑料在土壤中的运输^[68]，显著减轻了塑料残留对植物的危害^[69]，但高浓度（1%和2%，w/w）的PS对蚯蚓的生长有明显抑制作用，并增加蚯蚓的表面损伤^[70]和死亡率^[71]。轮胎颗粒显著降低土壤线蚓的存活率，对其繁殖率的抑制作用随浓度增加而加强，同时改变了其肠道和周围土壤中微生物的群落结构组成^[72]。对于线虫而言，微塑料降低繁殖率，使幼虫数量减少，但是与微塑料种类和浓度密切相关^[73-74]。

2.4 微塑料对植物的影响

微塑料可直接影响植物，延缓种子萌发，抑制植物生长^[77-78]，并对植物产生生态毒性和遗传毒性^[79]。植物细胞壁孔洞约5~50 nm，介于此粒径的微塑料更容易吸附在种子表皮或根系细胞壁孔洞，堵塞种子囊中的孔，且在生长后期，根毛上累积了微塑料^[77]，扰乱了种子或根系对水分、营养的正常吸收或运输，从而导致植物生长受抑^[80]。微塑料尤其是纳米塑料一旦被可食用植物吸收，就可能沿着食物链在生物

体和人体内积累，从而威胁人类健康。李连祯等^[9]将荧光标记与激光共聚焦扫描电镜结合起来观察微塑料在植物体内的分布和运输，发现亚微米级PS微珠可以通过质外体运输穿过细胞间隙聚集在小麦根的木质部和皮层组织的细胞壁上。微珠进入中柱后，就可以随着蒸腾作用向植物的上部移动，通过茎叶通孔从根转移到茎和叶，最后通过质外体途径转移到叶脉脉管。微塑料不仅可以被植物吸收，也对植物生长和性状造成一定的影响（表5）。植株生物量和根茎长度常被用来衡量毒性效应，微塑料的添加会降低小麦总生物量，抑制株高和根长^[69, 81-82]，但会增高拂子茅和黑麦草的根系生物量^[83-84]。有研究发现PA（2.0%，w/w）能使葱鳞茎的含水量增加一倍，而PES（0.2%，w/w）、PET（2.0%，w/w）、PP（2.0%，w/w）会降低其含水量^[85]，除PP没有显著影响植物生物总量外，其他微塑料均有一定的促进作用。从表5看出，目前的模拟试验有些微塑料暴露浓度偏高，未来需要参考田间调查数据，选择现实浓度进行研究。

表 5 微塑料对植物的影响

Table 5 Effects of microplastics on plants

物种 Specie	微塑料 Microplastics				毒性效应 Toxic effect	培养条件 Culture condition	参考文献 Reference
	种类 Type	形状 Shape	大小 Size	浓度 Concentration			
生菜 <i>Lactuca sativa</i>	PS	球形	D: 0.23±0.04 μm D: 0.98±0.09 μm	10 mg·mL ⁻¹	聚苯乙烯可通过维管组运输到茎和叶的脉管系统中	水培	[7]
	LDPE	薄膜	L: 4~10 mm	1% (w/w)	小麦生物总量降低; 根际细菌群落组成改变	土培	[69]
	生物塑料	薄膜	L: 50 μm~1 mm	1% (w/w)	影响根际挥发有机物的混合; 根际细菌群落组成改变		
	LDPE	薄膜	L: 6.92±1.47 mm W: 6.10±1.37 mm	1% (w/w)	生物总量降低; 结实量减少; 叶数、根冠比较低	土培	[82]
	生物塑料	薄膜	L: 6.98±1.61 mm W: 6.01±1.31 mm	1% (w/w)	抑制株高生长; 小麦结实量减少; 地上生物量较低; 根冠比较高		
小麦 <i>Triticum aestivum</i>	PS	球形	D: 5 μm、10 μm	1% (w/w)	水培环境的抑制作用大于土培; 低含量 PS 促进光合色素增加; 10 μm 叶片过氧化物酶活性低促高抑; 5 μm 下过氧化物酶、过氧化氢酶、超氧化物歧化酶活性先降后升	土培 & 水培	[80]
	LDPE	球形	D: 11.3 μm	100、500、1000 mg·L ⁻¹	发芽率略有抑制; 发芽势、发芽指数和活力指数随浓度出现“低促中抑高恢复”; 根长芽长与小麦生物量无明显影响	水培	[86]
	PS	球形	D: 100 nm	5% (w/v)	发芽率无影响; 根长增加; 根/茎比降低; 生物量增加	水培	[81]
	PA	微珠	D: 15~20 μm	2% (w/w)	总生物量增加; 根/叶干生物量比降低; 总根长和平均直径增加; 鳞茎含水量增加; 叶片氮含量增加; C/N 降低		
葱 <i>Allium fistulosum</i>	PES	纤维	L: 5 mm D: 8 μm	0.2% (w/w)	总生物量及根系生物量增加; 根/叶干生物量降低; 总根长和平均直径增加; C/N 增加; 根系微生物活性增强; 根系生物量增加	土培	[85]
	PS	颗粒	547~555 μm	2% (w/w)	根系生物量显著增加; 根/叶干生物量降低; 总根长和平均直径增加		
	PS	微粒	50、500、4 800 nm	10 ³ ~10 ⁷ 粒·mL ⁻¹	相对发芽率随浓度增加而降低; 4 800 nm 对根茎长抑制作用明显	水培	[77]
家独行菜 <i>Lepidium sativum</i>	PS	微粒	50、500、4 800 nm	10 ³ ~10 ⁷ 粒·mL ⁻¹	相对发芽率随浓度增加而降低; 4 800 nm 对根茎长抑制作用明显	水培	[77]

续表

物种 Specie	微塑料 Microplastics				毒性效应 Toxic effect	培养条件 Culture condition	参考文献 Reference
	种类 Type	形状 Shape	大小 Size	浓度 Concentration			
蚕豆 <i>Vicia faba</i>	PS	球形	D: 5 μm	50、100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	超氧化物歧化酶和过氧化物酶活性增加; 5 mm 处理根长和根鲜重显著降低, 过氧化氢酶活性显著增高, 丙二醛没有明显变化; 100 nm 处理有丝分裂指数明显降低	水培	[79]
菜豆 <i>Phaseolus vulgaris</i>	LDPE PLA+聚己二酸丁二醇酯	颗粒	53~1 000 μm	0.5%~2.5% (w/w)	2.5%处理根长增加; 根瘤比均显著高于对照; 1.5%、2.0%和 2.5%处理显著降低根和地上部生物量; 2.5%显著降低叶片叶绿素含量	土培	[87]
拂子茅 <i>Calamagrostis epigejos</i>	PES	纤维	L: 1.28 \pm 0.03 mm D: 30 μm	0.4% (w/w)	根生物量增加; 生长量降低导致化感作用促使其他植物萌发、生长	土培	[84]
洋葱 <i>Allium cepa</i>	PS	颗粒	50 nm	0.1 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 1.0 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	发芽率无影响; 根长受抑	水培	[88]
玉米 <i>Zea may</i>	HDPE PS	颗粒	100~154 μm	0.1%、1%、10% (w/w)	植物生物量没有显著改变, 甚至略有增加	土培	[45]
	PLA	颗粒	100~154 μm	0.1%、1%、10% (w/w)	高浓度 (10%) 时显著降低植物生物量; 低浓度 (0.1%、1%) 时没有显著影响	土培	[46]
多年生黑麦草 <i>Lolium perenne</i>	HDPE PLA	颗粒	102.6 μm 65.6 μm	0.1% (w/w)	根系生物量增加; 根冠比较高; 叶绿素 a/叶绿素 b 比值增加	土培	[83]
胡萝卜 <i>Daucus carota</i>	PES、PA、PP LDPE、PET、PP	纤维 薄膜	L: 5 mm L: 5 mm W: 5 mm	0.1%、0.2%、0.3%、0.4% (w/w)	地上部生物量随浓度的增加而增加; 根质量在浓度为 0.4%时增加	土培	[89]
				0.1%、0.2%、0.3%、0.4% (w/w)	随着浓度的增加, 地上部生物量和根系质量减少		

最近有研究指出, 当纳米塑料带不同电荷时, 对拟南芥的生长抑制效果不同, 带正电荷的微塑料稳定性较差, 更容易被植物细胞的纤维素成分吸引,

从而吸附到细胞壁表面造成堵塞^[90]。微塑料的粒径也是重要影响因素, 据荧光标记扫描电镜观察 0.2 μm 的 PS 可传输至小麦茎叶中, 而 2 μm 的 PS

并未在此组织中观察到^[91]。微米级 PE 塑料在 10、50 和 100 mg·L⁻¹ 时均显著抑制了蚕豆的生长,但纳米 PE 仅在 100 mg·L⁻¹ 时抑制了蚕豆的生长,且纳米级对蚕豆的生态毒性和遗传毒性较微米级要大^[79]。当 PE 塑料尺寸介于 8.3±0.5 mm 时并不影响农田土壤中绿豆、莴苣和水稻的生长^[92]。在沙培条件下,粒径在 0.55~0.8 mm、0.106~0.15 mm 的 HDPE 对绿豆生长均没有显示出抑制作用,甚至在一定浓度时有刺激作用,而粒径 0.023~0.038 mm 时却对植株生长有一定抑制作用^[93]。微塑料老化程度也是对植物造成不同影响的关键因素。对于初生微塑料而言,物理作用对植物根系破坏较大,而对于老化微塑料,表面粗糙程度增加,附着的污染物也相应增加,从而对植物根系造成直接毒性影响^[94]。

3 微塑料对土壤-植物系统的间接效应

微塑料也可以间接作用于土壤-植物系统,例如微塑料可以通过改变土壤理化性质、土壤微生物活性、土壤动物、土壤污染物等环境因子和生物因子而间接作用于植物。如表 2 所示,微塑料能够改变土壤团聚体结构、容重和土壤持水性,这些性质的改变势必会影响植物生长。Lozano 等^[89]研究发现微塑料纤维降低了土壤容重,导致土壤大孔隙和通气量增加,有助于根系在土壤中的渗透,从而促进根系生长;而微塑料薄膜增加了地上部和根部的质量,可能是由于土壤容重的降低以及相关土壤性质的改善所致。随着微塑料薄膜浓度的增加,地上部和根系质量的减少可能是由于增加了水分运动的通道,增加了土壤水分蒸发率。微塑料纤维可以缓解干旱对植物生长带来的不利影响,改变植物群落结构和生产力^[84]。在小麦生长过程中,LDPE (1%, w/w) 对其产生了负面效应,一方面原因可能是因为微塑料的残留改变了土壤性质(土壤 pH、EC 和 C/N)^[69],影响植物对水分的吸收,另一方面可能是微塑料的存在导致根际挥发性有机物的改变(细菌产生的十二甲烷),这些挥发性产物具有植物生长诱导和生长抑制作用。

微塑料会影响土壤微生物活性,尤其是土壤酶活性(表 3),脲酶、磷酸酶等土壤酶活性的改变会影响养分有效性,间接影响植物养分吸收。有研究发现,土壤中添加 PA 增加了叶片氮含量、C/N 降低,

而 PES 则降低了叶片氮含量,使 C/N 升高^[85]。添加 LDPE 和可降解微塑料对豆科植物中根瘤共生有一定的促进作用^[87],这意味微塑料很可能会影响根瘤菌活性和固氮功能。土壤中添加 PES (0.2%) 使植物菌根感染率增加了 8 倍,PP (2.0%) 处理增加了 1.4 倍,而 PET (2.0%) 处理却降低了 50%^[85]。根瘤菌、菌根真菌等可与植物共生,改善植物氮、磷等营养,微塑料对植物共生微生物的影响值得深入研究。

土壤动物如蚯蚓可以改善土壤结构、提高土壤肥力,促进植物生长,而某些线虫则可引起植物病害,对植物生长不利。Boots 等^[83]研究发现蚯蚓与微塑料共同作用,可能会改变土壤 pH 和土壤水稳性团聚体的粒径分布。微塑料对土壤动物的生存和繁殖不利(表 4),很可能会进一步影响其生态功能和植物生长,有关效应和机制均需进一步研究。

微塑料可以作为有机污染物和重金属的载体对土壤-植物系统产生间接毒性。影响微塑料对有机物和重金属的吸附因素有很多,例如塑料的老化程度^[95],土壤 pH、温度、盐度、阴阳离子浓度等^[96]。在农业生产过程中使用的农药和抗生素可被吸附在微塑料的孔隙中,从而延长持久性^[97-99],其吸附机理主要由微塑料本身的疏水性决定,吸附程度取决于比表面积和范德华力。有机化合物(如有机氯农药、多环芳烃、多氯联苯等)具有很高的辛醇/水分配系数(K_{ow})和疏水性,与微塑料的特性类似,两者更容易相互吸附^[100]。根据目前研究,微塑料本身毒性并不是特别强(表 5),但与其他污染物共存时可能改变其在土壤中的移动性和生物效应,对植物和土壤微生物造成更严重的危害^[45-46, 101]。土壤中的微塑料通过物理吸附和共沉降,能降低重金属的交换态、碳酸盐结合态和铁锰氧化物结合态,增加有机结合态,这样的作用会降低重金属在土壤中的生物有效性和迁移率^[102],从而降低重金属对作物的毒性^[103]。但我们的研究^[104]发现,与土壤相比,HDPE 微塑料对镉的吸附能力要低得多,土壤中添加 HDPE 会降低土壤对镉的吸附,而且被 HDPE 吸附的镉更容易解吸。进一步研究^[45-46]发现,土壤中添加 HDPE、PS、PLA 等往往导致土壤中镉的生物有效性增加,进而影响植物生长和微生物群落结构。Abbasi 等^[105]发现 PET 颗粒可以作为载体将三种重金属(镉、铅、锌)迁移至小麦根际,并在此进行解吸,从而更有利于向植物体中转移。由此可知,

重金属可被富集也可被解吸释放，导致微塑料与重金属的联合毒性大于单独处理的效果^[45-46, 106]。

4 研究展望

土壤微塑料种类多样、形态各异、性质多样，而土壤体系是一个复杂的体系，微塑料在土壤-植物系统中的效应仍有一系列问题待深入探究。未来需重点关注以下几个方面：

1) 需进一步明确土壤-植物系统尤其是农业生态系统中微塑料的来源、分布和迁移途径及影响因素，分析微塑料是否能够被田间作物吸收和转运以及是否进入食物链，进一步评估微塑料对植物的毒性和健康风险。

2) 由于土壤成分复杂，对土壤微塑料的分离和鉴定需提出更高的要求，未来需要建立准确高效的土壤微塑料分离、定性和定量表征方法，为深入研究土壤-植物系统中微塑料来源、污染程度和生态风险提供技术标准。

3) 微塑料很可能会影响土壤养分、水分的有效性，进而影响植物生长发育，未来需要深入探明微塑料通过改变土壤性质和养分、水分循环等引起的植物间接毒性机制。

4) 目前的研究多是在室内条件下的短期研究，微塑料暴露浓度偏高，而且大多使用初加工微塑料，而进入土壤中的微塑料则形态各异，老化程度也各有不同，不同的土壤环境中浓度也可能差异较大，未来应开展多尺度试验和长期试验，深入了解微塑料类型、形状、尺寸、剂量、老化程度等因素对微塑料生态效应的影响。

5) 微塑料自身释放的化学物质（如增塑剂、阻燃剂、抗氧化剂和稳定剂等）以及通过吸附解吸作用释放的污染物对生态系统和人类健康存在潜在威胁，微塑料作为污染物载体的生态效应研究仍相对较少，需要对微塑料与污染物在土壤-植物系统中的复合生态效应进行深入探讨。

6) 在探究微塑料对土壤-植物的生态效应时，应充分考虑各种因素之间的复合作用，如不同土壤性质对微塑料生态效应的影响、不同微塑料组合对植物个体和群落的影响、微塑料对植物与微生物共生效应的影响、环境胁迫条件下微塑料的生态效应，以全面评估微塑料对土壤-植物系统的潜在危害和生态风险。

参考文献 (References)

- [1] Zhu Y, Cao M, Luo J Y, et al. Distribution and potential risks of microplastics in China: A review[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2019, 32(9): 1437—1447. [朱莹, 曹森, 罗景阳, 等. 微塑料的环境影响行为及其在我国分布状况[J]. *环境科学研究*, 2019, 32(9): 1437—1447.]
- [2] 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.
- [3] Jambeck J R, Geyer R, Wilcox C, et al. Plastic waste inputs from land into the ocean[J]. *Science*, 2015, 347(6223): 768—771.
- [4] Rillig M C. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil?[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(12): 6453—6454.
- [5] Xu B L, Liu F, Cryder Z, et al. Microplastics in the soil environment: Occurrence, risks, interactions and fate—A review[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2020, 50(21): 2175—2222.
- [6] Leed R, Smithson M. Ecological effects of soil microplastic pollution[J]. *Science Insights*, 2019, 30(3): 70—84.
- [7] Li L Z, Zhou Q, Yin N, et al. Uptake and accumulation of microplastics in an edible plant[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2019, 64(9): 928—934. [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(9): 928—934.]
- [8] Sun X D, Yuan X Z, Jia Y B, et al. Differentially charged nanoplastics demonstrate distinct accumulation in *Arabidopsis thaliana*[J]. *Nature Nanotechnology*, 2020, 15(9): 755—760.
- [9] 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.
- [10] 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(1): 14071.
- [11] Schwabl P, Köppel S, Königshofer P, et al. Detection of various microplastics in human stool: A prospective case series[J]. *Annals of Internal Medicine*, 2019, 171(7): 453—457.
- [12] Wang Y L, Lee Y H, Chiu I J, et al. Potent impact of plastic nanomaterials and micromaterials on the food chain and human health[J]. *International Journal of Molecular Sciences*, 2020, 21(5): 1727.
- [13] Yang J, Li L Z, Zhou Q, et al. Microplastics contamination of soil environment: Sources, processes and risks[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2021, 58(2): 281—298. [杨杰, 李连祯, 周倩, 等. 土壤环境中微塑

- 料污染: 来源、过程及风险[J]. 土壤学报, 2021, 58(2): 281—298.]
- [14] Zhang L S, Xie Y S, Liu J Y, et al. An overlooked entry pathway of microplastics into agricultural soils from application of sludge-based fertilizers[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(7): 4248—4255.
- [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] Corradini F, Meza P, Eguluz R, et al. Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal[J]. Science of the Total Environment, 2019, 671: 411—420.
- [17] Huang Y, Liu Q, Jia W Q, et al. Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment[J]. Environmental Pollution, 2020, 260: 114096.
- [18] Allen S, Allen D, Phoenix V R, et al. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment[J]. Nature Geoscience, 2019, 12(5): 339—344.
- [19] 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. [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.]
- [20] Pu S Y, Zhang Y, Lv X. Review on the environmental behavior and ecotoxicity of microplastics in soil-groundwater[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2020, 15(1): 44—55. [蒲生彦, 张颖, 吕雪. 微塑料在土壤-地下水中的环境行为及其生态毒性研究进展[J]. 生态毒理学报, 2020, 15(1): 44—55.]
- [21] Duis K, Coors A. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: Sources(with a specific focus on personal care products), fate and effects[J]. Environmental Sciences Europe, 2016, 28: 2.
- [22] Ding L, Zhang S Y, Wang X Y, et al. The occurrence and distribution characteristics of microplastics in the agricultural soils of Shaanxi Province, in north-western China[J]. Science of the Total Environment, 2020, 720: 137525.
- [23] Zhou B Y, Wang J Q, Zhang H B, et al. Microplastics in agricultural soils on the coastal plain of Hangzhou Bay, East China: Multiple sources other than plastic mulching film[J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 388: 121814.
- [24] Piehl S, Leibner A, Löder M G J, et al. Identification and quantification of macro- and microplastics on an agricultural farmland[J]. Scientific Reports, 2018, 8: 17950.
- [25] Choi Y R, Kim Y N, Yoon J H, et al. Plastic contamination of forest, urban, and agricultural soils: A case study of Yeosu City in the Republic of Korea[J]. Journal of Soils and Sediments, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02759-0>.
- [26] Zhou Y F, Liu X N, Wang J. Characterization of microplastics and the association of heavy metals with microplastics in suburban soil of central China[J]. Science of the Total Environment, 2019, 694: 133798.
- [27] Duan Z H, Zhao S, Zhao L J, et al. Microplastics in Yellow River Delta wetland: Occurrence, characteristics, human influences, and marker[J]. Environmental Pollution, 2020, 258: 113232.
- [28] Scheurer M, Bigalke M. Microplastics in Swiss floodplain soils[J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(6): 3591—3598.
- [29] Fuller S, Gautam A. A procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction[J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(11): 5774—5780.
- [30] Huang B, Sun L Y, Liu M R, et al. Abundance and distribution characteristics of microplastic in plateau cultivated land of Yunnan Province, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2021, 28(2): 1675—1688.
- [31] Zhang S L, Yang X M, Gertsen H, et al. A simple method for the extraction and identification of light density microplastics from soil[J]. Science of the Total Environment, 2018, 616/617: 1056—1065.
- [32] Kim S K, Kim J S, Lee H, et al. Abundance and characteristics of microplastics in soils with different agricultural practices: Importance of sources with internal origin and environmental fate[J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 403: 123997.
- [33] Chai B W, Wei Q, She Y Z, et al. Soil microplastic pollution in an e-waste dismantling zone of China[J]. Waste Management, 2020, 118: 291—301.
- [34] Zhang G S, Liu Y F. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China[J]. Science of the Total Environment, 2018, 642: 12—20.
- [35] Lv W, Zhou W Z, Lu S B, et al. Microplastic pollution in rice-fish co-culture system: A report of three farmland stations in Shanghai, China[J]. Science of the Total Environment, 2019, 652: 1209—1218.
- [36] Liu M T, Lu S B, Song Y, et al. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China[J]. Environmental Pollution, 2018, 242: 855—862.
- [37] Chen Y L, Leng Y F, Liu X N, et al. Microplastic pollution in vegetable farmlands of suburb Wuhan, central China[J]. Environmental Pollution, 2020, 257: 113449.

- [38] Weber C J, Opp C. Spatial patterns of mesoplastics and coarse microplastics in floodplain soils as resulting from land use and fluvial processes[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 267: 115390.
- [39] Ding L, Wang X L, Ouyang Z Z, et al. The occurrence of microplastic in Mu Us Sand Land soils in northwest China: Different soil types, vegetation cover and restoration years[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 403: 123982.
- [40] Fu D D, Chen C M, Qi H Y, et al. Occurrences and distribution of microplastic pollution and the control measures in China[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2020, 153: 110963.
- [41] Liu S S, Fu J P, Guo C L, et al. Research Progress on environmental behavior and ecotoxicity of microplastics[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38 (5): 7—19. [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): 7—19.]
- [42] Rillig M C, Ziersch L, Hempel S. Microplastic transport in soil by earthworms[J]. *Scientific Reports*, 2017, 7 (1): 1362.
- [43] Zhang B, Yang X, Chen L, et al. Microplastics in soils: A review of possible sources, analytical methods and ecological impacts[J]. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 2020, 95 (8): 2052—2068.
- [44] Gong J, Xie P. Research progress in sources, analytical methods, eco-environmental effects, and control measures of microplastics[J]. *Chemosphere*, 2020, 254: 126790.
- [45] Wang F Y, Zhang X Q, Zhang S Q, et al. Effects of Co-contamination of microplastics and Cd on plant growth and Cd accumulation[J]. *Toxics*, 2020, 8 (2): 36.
- [46] Wang F Y, Zhang X Q, Zhang S Q, et al. Interactions of microplastics and cadmium on plant growth and arbuscular mycorrhizal fungal communities in an agricultural soil[J]. *Chemosphere*, 2020, 254: 126791.
- [47] 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.
- [48] Liu H F, Yang X M, Liang C T, et al. Interactive effects of microplastics and glyphosate on the dynamics of soil Dissolved organic matter in a Chinese loess soil[J]. *Catena*, 2019, 182: 104177.
- [49] Yang X M, Bento C P M, Chen H, et al. Influence of microplastic addition on glyphosate decay and soil microbial activities in Chinese loess soil[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 242: 338—347.
- [50] Chen H P, Wang Y H, Sun X, et al. Mixing effect of polylactic acid microplastic and straw residue on soil property and ecological function[J]. *Chemosphere*, 2020, 243: 125271.
- [51] 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.
- [52] Lehmann A, Fitschen K, Rillig M. Abiotic and biotic factors influencing the effect of microplastic on soil aggregation[J]. *Soil Systems*, 2019, 3 (1): 21.
- [53] Zhang G S, Zhang F X, Li X T. Effects of polyester microfibers on soil physical properties: Perception from a field and a pot experiment[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 670: 1—7.
- [54] Zhang F X. Effect of polyester microfibers on soil physical properties[D]. Kunming: Yunnan University, 2019. [张飞祥. 聚酯微纤维对土壤物理性质的影响[D]. 昆明: 云南大学, 2019.]
- [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] Thakur M P, Phillips H R P, Brose U, et al. Towards an integrative understanding of soil biodiversity[J]. *Biological Reviews*, 2020, 95 (2): 350—364.
- [57] Wang J, Huang M K, Wang Q, et al. LDPE microplastics significantly alter the temporal turnover of soil microbial communities[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 726: 138682.
- [58] Zhang M J, Zhao Y R, Qin X, et al. Microplastics from mulching film is a distinct habitat for bacteria in farmland soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 688: 470—478.
- [59] Huang Y, Zhao Y R, Wang J, et al. LDPE microplastic films alter microbial community composition and enzymatic activities in soil[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 254: 112983.
- [60] Yi M L, Zhou S H, Zhang L L, et al. The effects of three different microplastics on enzyme activities and microbial communities in soil[J]. *Water Environment Research*, 2021, 93(1): 24—32.
- [61] Wiedner K, Polifka S. Effects of microplastic and microglass particles on soil microbial community structure in an arable soil (Chernozem) [J]. *Soil*, 2020, 6 (2): 315—324.
- [62] Rillig M C, Lehmann A, de Souza Machado A A, et al. Microplastic effects on plants[J]. *New Phytologist*, 2019, 223 (3): 1066—1070.
- [63] Yan Y Y, Chen Z H, Zhu F X, et al. Effect of polyvinyl chloride microplastics on bacterial community and nutrient status in two agricultural soils[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02900-2>.
- [64] Awet T T, Kohl Y, Meier F, et al. Effects of polystyrene nanoparticles on the microbiota and functional diversity

- of enzymes in soil[J]. Environmental Sciences Europe, 2018, 30: 11.
- [65] 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.
- [66] Fei Y F, Huang S Y, Zhang H B, et al. Response of soil enzyme activities and bacterial communities to the accumulation of microplastics in an acid cropped soil[J]. Science of the Total Environment, 2020, 707: 135634.
- [67] Wu H T, Lü X G, Yang Q, et al. Ecological characteristics and functions of soil fauna community[J]. Acta Pedologica Sinica, 2006, 43 (2): 314—323. [武海涛, 吕宪国, 杨青, 等. 土壤动物主要生态特征与生态功能研究进展[J]. 土壤学报, 2006, 43 (2): 314—323.]
- [68] 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.
- [69] Qi Y L, Ossowicki A, Yang X M, et al. Effects of plastic mulch film residues on wheat rhizosphere and soil properties[J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 387: 121711.
- [70] Baeza C, Cifuentes C, González P, et al. Experimental exposure of *Lumbricus terrestris* to microplastics[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2020, 231 (6): 308.
- [71] Cao D D, Wang X, Luo X X, et al. Effects of polystyrene microplastics on the fitness of earthworms in an agricultural soil[J]. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 2017, 61: 012148.
- [72] Ding J, Zhu D, Wang H T, et al. Dysbiosis in the gut microbiota of soil fauna explains the toxicity of tire tread particles[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54 (12): 7450—7460.
- [73] Kim S W, Waldman W R, Rillig M C. Effects of different microplastics on nematodes in the soil environment: Tracking the extractable additives using an ecotoxicological approach[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54: 13868—13878.
- [74] 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.
- [75] Wang J, Coffin S, Sun C L, et al. Negligible effects of microplastics on animal fitness and HOC bioaccumulation in earthworm *Eisenia fetida* in soil[J]. Environmental Pollution, 2019, 249: 776—784.
- [76] Kim S W, Kim D, Jeong S W, et al. Size-dependent effects of polystyrene plastic particles on the nematode *Caenorhabditis elegans* as related to soil physicochemical properties[J]. Environmental Pollution, 2020, 258: 113740.
- [77] Bosker T, Bouwman L J, Brun N R, et al. Microplastics accumulate on pores in seed capsule and delay germination and root growth of the terrestrial vascular plant *Lepidium sativum*[J]. Chemosphere, 2019, 226: 774—781.
- [78] van Weert S, Redondo-Hasselerharm P E, Diepens N J, et al. Effects of nanoplastics and microplastics on the growth of sediment-rooted macrophytes[J]. Science of the Total Environment, 2019, 654: 1040—1047.
- [79] Jiang X F, Chen H, Liao Y C, et al. Ecotoxicity and genotoxicity of polystyrene microplastics on higher plant *Vicia faba*[J]. Environmental Pollution, 2019, 250: 831—838.
- [80] Liao Y C, Jahitbek N, 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—4666. [廖苑辰, 娜孜依古丽·力哈甫别克, 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—4666.]
- [81] Lian J P, Wu J N, Xiong H X, et al. Impact of polystyrene nanoplastics (PSNPs) on seed germination and seedling growth of wheat (*Triticum aestivum* L.) [J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 385: 121620.
- [82] Qi Y L, Yang X M, Pelaez A M, et al. Macro- and microplastics 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.
- [83] Boots B, Russell C W, Green D S. Effects of microplastics in soil ecosystems: Above and below ground[J]. Environmental Science & Technology, 2019, 53 (19): 11496—11506.
- [84] Lozano Y M, Rillig M C. Effects of microplastic fibers and drought on plant communities[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54 (10): 6166—6173.
- [85] de Souza Machado A A, Lau C W, Kloas W, et al. Microplastics can change soil properties and affect plant performance[J]. Environmental Science & Technology, 2019, 53 (10): 6044—6052.
- [86] Lian J P, Shen M M, Liu W T. Effects of microplastics on wheat seed germination and seedling growth[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2019, 38 (4): 737—745. [连加攀, 沈玫玫, 刘维涛. 微塑料对小麦种子发芽及幼苗生长的影响[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38 (4): 737—745.]
- [87] Meng F R, Yang X M, Riksen M, et al. Response of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) growth to soil contaminated with microplastics[J]. Science of the Total Environment, 2021, 755: 142516.
- [88] Giorgetti L, Spanò C, Muccifora S, et al. Exploring the interaction between polystyrene nanoplastics and *Allium cepa* during germination: Internalization in root cells, induction of toxicity and oxidative stress[J]. Plant Physiology and Biochemistry, 2020, 149: 170—177.
- [89] Lozano Y M, Lehnert T, Linck L T, et al. Microplastic shape, concentration and polymer type affect soil

- properties and plant biomass[J]. *BioRxiv*, 2020, DOI: 10.1101/2020.07.27.223768.
- [90] Sun X D. Phytotoxicity, uptake and accumulation of differentially charged nanoplastics in *Arabidopsis thaliana*[D]. Shandong: Shandong University, 2019. [孙晓东. 不同电荷纳米塑料在拟南芥体内的毒性、吸收和积累[D]. 济南: 山东大学, 2019.]
- [91] Li L Z, Luo Y M, Peijnenburg W J G M, et al. Confocal measurement of microplastics uptake by plants[J]. *MethodsX*, 2020, 7: 100750.
- [92] Kim S W, Kim D, Chae Y, et al. Crop-dependent changes in water absorption of expanded polystyrene in soil environments[J]. *Chemosphere*, 2019, 219: 345—350.
- [93] Liu Y Y, Zhang Q, Cui W Z, et al. Toxicity of polyethylene microplastics to seed germination of mung bean[J]. *Environment & Development*, 2019, 51(5): 123—125. [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, 51(5): 123—125.]
- [94] Jemec Kokalj A, Kuehnle D, Puntar B, et al. An exploratory ecotoxicity study of primary microplastics versus aged in natural waters and wastewaters[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 254: 112980.
- [95] Bandow N, Will V, Wachtendorf V, et al. Contaminant release from aged microplastic[J]. *Environmental Chemistry*, 2017, 14(6): 394—405.
- [96] Luo Y Y, Zhang Y Y, Xu Y B, et al. Distribution characteristics and mechanism of microplastics mediated by soil physicochemical properties[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 726: 138389.
- [97] Wang T, Yu C C, Chu Q, et al. Adsorption behavior and mechanism of five pesticides on microplastics from agricultural polyethylene films[J]. *Chemosphere*, 2020, 244: 125491.
- [98] Wang Y, Wang X J, Li Y, et al. Effects of exposure of polyethylene microplastics to air, water and soil on their adsorption behaviors for copper and tetracycline[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2021, 404: 126412.
- [99] Zhang H B, Wang J Q, Zhou B Y, et al. Enhanced adsorption of oxytetracycline to weathered microplastic polystyrene: Kinetics, isotherms and influencing factors[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 243: 1550—1557.
- [100] Xu Q Q, Zhang G, Zou Y D, et al. Interactions between microplastics and organic pollutants: Current status and knowledge gaps[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2018, 13(1): 40—49. [徐擎擎, 张贺, 邹亚丹, 等. 微塑料与有机污染物的相互作用研究进展[J]. *生态毒理学报*, 2018, 13(1): 40—49.]
- [101] Nath J, Dror I, Berkowitz B. Effect of nanoplastics on the transport of platinum-based pharmaceuticals in water-saturated natural soil and their effect on a soil microbial community[J]. *Environmental Science: Nano*, 2020, 7(10): 3178—3188.
- [102] Yu H, Hou J H, Dang Q L, et al. Decrease in bioavailability of soil heavy metals caused by the presence of microplastics varies across aggregate levels[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 395: 122690.
- [103] Lian J P, Wu J N, Zeb A, et al. Do polystyrene nanoplastics affect the toxicity of cadmium to wheat (*Triticum aestivum* L.)?[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 263: 114498.
- [104] Zhang S W, Han B, Sun Y H, et al. Microplastics influence the adsorption and desorption characteristics of Cd in an agricultural soil[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 388: 121775.
- [105] Abbasi S, Moore F, Keshavarzi B, et al. PET-microplastics as a vector for heavy metals in a simulated plant rhizosphere zone[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 744: 140984.
- [106] 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.

(责任编辑: 卢萍)