

土壤微塑料污染现状、来源、环境命运及生态效应

杨光蓉,陈历睿,林敦梅* (重庆大学三峡库区生态环境教育部重点实验室,重庆 400044)

摘要: 微塑料作为一类新兴污染物广泛存在于全球环境中.目前,针对水生生态系统尤其是海洋环境的微塑料污染已得到广泛且深入的研究,但针对土壤微塑料污染近年才逐渐引起人们的关注.本文重点对土壤微塑料的污染现状、来源、环境命运及生态效应等方面的研究进展进行了综述.微塑料在不同土地利用类型的土壤中广泛存在,对土壤生态系统的健康及功能造成严重威胁.土壤中微塑料的主要来源路径包括塑料薄膜残留物分解、污泥堆肥及污水灌溉、有机肥施用和大气沉降等;进入土壤环境的微塑料会在外因作用下继续发生降解或迁移.此外,本文重点介绍了微塑料污染对土壤系统的生态效应,包括对土壤理化性质、土壤动物、土壤微生物以及植物的影响.为加强土壤微塑料污染研究、促进土地资源的可持续利用,本文提出了未来的研究方向.

关键词: 微塑料污染; 来源; 环境命运; 生态效应; 土壤生态系统

中图分类号: X53 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2021)01-0353-13

Status, sources, environmental fate and ecological consequences of microplastic pollution in soil, YANG Guang-rong, CHEN Li-rui, LIN Dun-mei* (Key Laboratory of the Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment, Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing 400044, China). *China Environmental Science*, 2021,41(1): 353~365

Abstract: Microplastic, as an emerging contaminant, is widely present in the global environment. At present, microplastic pollution in aquatic ecosystems, especially the marine environment, has been studied extensively and deeply. However, soil microplastic contamination has only become a growing concern in recent years. In this paper, the current pollution status, sources, environmental fates and ecological effects of soil microplastics were reviewed. microplastics are widely distributed in different types of soil and may threaten the health and functions of soil ecosystems. And there are many paths for microplastics to enter the soil, including degradation of plastic film residues, sludge composting, sewage irrigation, organic fertilizers, atmospheric deposition and so on. Meanwhile, microplastics in the soil environment will continue to degrade or migrate under the actions of external factors. In addition, this paper focused on the ecological consequences of microplastic pollution on soil ecosystems, including the effects on soil physicochemical properties, soil fauna, microorganisms and plants. In order to strengthen the research of soil microplastic pollution and promote the sustainable use of land resources, the perspectives of future research were prospected.

Key words: microplastic pollution; sources; environmental fate; ecological consequences; soil ecosystem

塑料是一种多功能、耐用且经济高效的人造材料,广泛应用于包装、建筑、汽车及电子等制造业、农业生产和医疗等领域^[1].数据显示 2018 年全球塑料生产总量达到 3.6 亿 t^[1],塑料产品的广泛使用伴随着大量塑料废物的产生,1950~2015 年间全世界的塑料垃圾约为 63 亿 t^[1-2].尽管多数塑料属于持久性且可回收的材料,但实际仅有 6%~26%的塑料垃圾被循环利用^[3];其余大部分则被不断堆积在垃圾填埋场或直接丢弃在环境中^[2],在紫外线辐射、风化或生物活动等作用下大块垃圾逐渐分解形成粒径小于 5mm 的塑料碎片、颗粒或纤维等,即微塑料^[3-5].

微塑料的种类繁多、形态多样、化学组成复杂.目前常见的微塑料化学类型包括聚乙烯(PE)、聚氯乙烯(PVC)、聚丙烯(PP)、聚苯乙烯(PS)、聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)、聚酰胺(PA)及聚酯(PES)等^[5-10].

近十多年来,研究人员在海洋、湖泊、河流、沉积物、海滩、土壤以及大气环境中不断检测到微塑料^[5-10];甚至在北极冰冻区也发现微塑料的存在^[11].由于微塑料在环境中广泛被发现,其粒径小已被证明可被生物摄食^[3,12-13],并可能沿着食物链传递^[13],微塑料污染引起了科学界及社会公众的极大关注^[5].而有关微塑料污染的研究最早受到关注的是海洋生态系统,后来延伸到淡水生态系统,直到最近几年土壤微塑料污染的研究才逐步兴起^[14].总体来讲,土壤环境微塑料的研究相对滞后但进展比较快速.

土壤是地球上最宝贵的资源之一,为人类和其

收稿日期: 2020-05-26

基金项目: 重庆大学中央高校基本科研业务费资助项目 (2018CDXYCH0014)

* 责任作者, 副教授, lindunmei@cqu.edu.cn

它生物提供了一系列重要的生态系统功能和服务,如提供植物生长的介质、参与生物地球化学循环、固碳和维持土壤生物多样性等^[15-17]。在人类活动不断加剧的背景下,土壤承受着诸如侵蚀、重金属污染、压实及盐碱化等方面的问题^[18];微塑料作为一类新兴污染物也被认为正威胁着土壤的健康和功能,可能导致土地的退化^[19-21]。据估计,每年进入土壤环境的微塑料总量约为海洋环境的 4~23 倍^[22]。据报道在欧洲及北美地区,每年有超过 70 万 t 的微塑料堆积于土壤中,大大超过了全球海洋及地表水中微塑料的总重量(9.3~23.6 万 t)^[23];土壤已成为一个巨大的微塑料汇^[14]。考虑到土壤在陆地生态系统的核心作用,研究微塑料这一新兴污染物对陆地系统(尤其是土壤环境)的影响势在必行。

本文对近年土壤微塑料领域的研究进展进行总结,在归纳概括土壤中微塑料污染现状、来源、环境命运的基础上,重点论述土壤微塑料污染对土壤理化环境、土壤动物、土壤微生物及植物的影响,最后对未来的研究重点进行展望。

1 土壤微塑料污染现状及来源

1.1 土壤中微塑料的污染现状及特征

微塑料广泛存在于全球各种不同土地利用类型的土壤中,土壤来源包括工业用地、农业用地及滩涂等(表 1)。例如,澳大利亚悉尼某工业区约 90% 的土壤中含有微塑料,浓度介于 300~67500 mg/kg,包括 PE、PVC 及 PS 等多种化学类型^[10]。伊朗^[8]及智利^[24]的农田土壤微塑料丰度分别为 67~400 和 600~10400 个/kg,而德国东南部的农田土壤中微塑料丰度均值为(0.34±0.36)个/kg^[25];其中 PE 为最常见的微塑料类型,形态主要有薄膜、碎片及纤维^[8,24-25]。美国华盛顿的凯尼尔沃思公园和水上花园绿地土壤微塑料含量与植被密度有关,浓度介于 334~3068 个/kg,占主导地位的类型为 PS 及 PE^[26]。另外来自瑞士 26 个洪泛区的土壤中微塑料的浓度可达 55.5 mg/kg,主要类型有 PE 及 PP^[27]。墨西哥坎佩切州的某园地土壤中检测到的 PE 微塑料平均含量为(870±190)个/kg^[13]。

我国作为塑料产品的生产及使用大国^[1],土壤微塑料污染现状也受到极大关注。Zhang 和 Liu^[7]调查了我国云南的 4 个山区耕地及一个河岸缓冲林土

壤中微塑料浓度,发现塑料颗粒(0.05~10 mm)的丰度为 7100~42960 个/kg(均值 18760 个/kg),其中 95% 的塑料粒径介于 1~0.05 mm。此外,包括浙江^[28]、黑龙江^[29]、新疆^[30]、广西^[31]、陕西^[32]及湖北^[33-34]等多地的农田土壤中也检测到大量的微塑料。Zhou 等^[35-36]的研究中,山东及河北沿岸滩涂土壤的微塑料丰度分别为 1.3~14712.5 和 0~634 个/kg;形态涉及泡沫、碎片及颗粒^[35-36]。上海某地稻鱼共养区域及蔬菜基地的微塑料污染程度存在差异,其中稻鱼共养区的土壤微塑料丰度为(4.5±1.2)个/kg,显著低于纯稻田土壤(16.1±3.5)个/kg^[37];而菜地土壤中 0~3 cm 取样层的微塑料丰度(78±12.91)个/kg 显著高于 3~6 cm 取样层(62.50±12.97)个/kg^[38]。一项关于武汉郊区 3 种不同土地利用类型(耕地、林地及空地)的土壤微塑料污染调查结果显示,林地土壤(410000 个/kg)的微塑料丰度显著高于耕地(160000 个/kg)及空地(120000 个/kg),主要类型有 PE、PP 及 PS^[34]。

可以看出,从各地土壤中检测到的微塑料类型丰富、形态各异,其中 PE、PP 及 PS 是土壤中最常见的类型(表 1),可能在于它们是全球生产量及使用量均排名前列的塑料类型^[1];此外,还可看出不同土地利用类型的土壤微塑料污染程度有较大的差异(表 1)。一般而言,土壤微塑料浓度高的地区通常有典型的污染源。例如,新疆棉田土壤的微塑料最高浓度与较大的塑料薄膜使用量有关^[30];云南及智利的农田微塑料污染最高浓度也与较多的污泥堆肥及污水灌溉量相关^[7,24]。

1.2 土壤中塑料的来源

不论在何种环境中,微塑料都有两种最为主要的来源:即初级微塑料的输入和次级微塑料的输入^[39-40]。初级微塑料是专门为特定应用而直接生产或制成的微米级塑料产品,如洗护用品中的磨料或药物载体等^[40];这类微塑料通常是在生产、运输、销售或使用过程中泄露而进入环境^[39-40]。次级微塑料是存在于环境中的大块塑料垃圾,在生物、化学和物理等过程的作用下破碎分解而成^[39];如农业土壤中的塑料薄膜残留物等^[30]。相比于水体环境,土壤环境更为复杂,更易于微塑料的输入和积累^[14]。因此,微塑料进入土壤的途径也更为多样,主要可分为以下几类:

1.2.1 塑料薄膜降解

人口的快速增长对有效和可持续的农业生产是一个巨大的挑战^[41]。为满足日

益增长的粮食需求,塑料薄膜因具有立竿见影的经济效益(如缩短种子发芽时间、提高粮食产量及作物品质等优点)而在全世界农业生产中得到广泛的应用^[41-43].我国被视为世界上最大的塑料薄膜生产国及消耗国,农用塑料薄膜使用量占全球薄膜使用量的 90%以上^[1,44];例如 2016 年我国农用塑料薄膜使用量达 260 万 t(图 1)^[45].为了生产具有高度柔韧性、耐用性、易于加工且无异味的可定制材料,PE 成为迄今为止薄膜生产中最常用的基础材料^[41].常用的 PE 主要有低密度 PE、高密度 PE 和线性低密度 PE^[46],仅在中国、日本及韩国,每年使用的低密度 PE 就达到 70 万 t^[47].尽管塑料薄膜在提高植物生产力等方面发挥着重要的作用,然而由于管理不善、回收效率低下(<60%)等问题^[48],大量被丢弃在土壤中的薄膜

残留物经紫外线辐射、机械翻耕等一系列过程形成微塑料堆积于土壤,造成严重的污染^[28,49-50].例如,阿根廷某园艺区每平方米的土壤中有 3g PE 薄膜残留物,平均大小为 28cm²^[49];我国浙江杭州湾某处使用过塑料薄膜的农田土壤中,微塑料丰度(571 个/kg)显著高于未曾使用薄膜的土壤(263 个/kg)^[28];在薄膜覆盖广泛的新疆地区,每公顷土壤中薄膜残留物含量介于 0.1~324.5kg^[50],且土壤微塑料含量与薄膜覆盖年限呈正相关^[30,50].例如,在连续 5a 或 15a 进行薄膜覆盖的棉田中,微塑料的平均丰度分别为 (80.3±49.3)和(308±138.1)个/kg,而连续覆盖 24a 的土壤中微塑料平均丰度则为(1075.6±346.8)个/kg^[30].这些研究足以证明,塑料薄膜的大量使用是农用地土壤中微塑料的重要来源之一.

表 1 土壤微塑料污染现状
Table 1 Status of microplastics pollution in soils

区域	地理位置	土地利用现状	主要化学类型	形态	粒径	含量	文献
中国境外	澳大利亚	工业用地	PE、PVC、PS	/	<1mm	300~67500mg/kg	[10]
	伊朗	耕地	PE	碎片	40~740μm	67~400 个/kg	[8]
	智利	耕地	/	纤维	<4mm	600~10400 个/kg	[24]
	德国	耕地	PE、PS	碎片、薄膜	<5mm	(0.34±0.36)个/kg	[25]
	美国	公园绿地	PE、PS	纤维	<5mm	334~3068 个/kg	[26]
	瑞士	内陆滩涂	PE、PP	/	<2mm	0~55.5mg/kg	[27]
	墨西哥	园地	PE	颗粒	10~50μm(94%)	(870±190)个/kg	[13]
中国境内	云南	耕地及林地	/	纤维	1~0.05mm(95%)	7100~42960 个/kg	[7]
	浙江	耕地	PE、PP	碎片、纤维	<5mm	0~2760 个/kg	[28]
	黑龙江	耕地	PE	薄膜	<5mm	0~800 个/kg	[29]
	新疆	耕地	PE	碎片	<5mm	80.3~1075.6 个/kg	[30]
	广西	耕地	PP、PE、PET	碎片、纤维	<5mm	5~545.9 个/kg	[31]
	陕西	耕地	PS、PE、PP	纤维、颗粒	<5mm	1430~3410 个/kg	[32]
	湖北	耕地	PA、PP	纤维、颗粒	<0.2mm(70%)	320~12560 个/kg	[33]
	湖北	耕地林地空地	PE、PP、PS	碎片、纤维	10~100μm(81.7%)	22000~690000 个/kg	[34]
	山东	沿海滩涂	PE、PP、PS	泡沫、碎片	<5mm	1.3~14712.5 个/kg	[35]
	河北	沿海滩涂	/	颗粒、碎片	1.56±0.63mm	0~634 个/kg	[36]
	上海	耕地	PP、PE	纤维	<1mm	(10.3±2.2)个/kg	[37]
	上海	耕地	PP、PE	纤维、碎片	20μm~5mm	(78±12.91)个/kg (0~3cm) (62.50±12.97)个/kg (3~6cm)	[38]

注: /为文献中未提及.

1.2.2 污泥堆肥及污水灌溉 污泥是污水处理过程中的副产品,随着工农业的发展和人类生活水平的提高,污水量日益增多,污水处理量增加也带来污泥产量的迅速上升^[51-52].污泥中的有机质、氮、磷、钾及各类微量元素含量丰富^[53],把污泥作为肥料施用于农田已经得到广泛的推广^[46].例如,欧洲和北美约 50%的城市污泥被施用到农业用地,芬兰和爱尔兰等国的污泥农用比例甚至高达 80%^[23].然而,微塑料进入废水处理系统后,石灰稳定、厌氧发酵等常规技术很难完全将其去除^[54],这些微塑料则会积累于污泥最终进入土壤环境^[54-56].目前已有较多证据表明污泥中含有大量微塑料,如来自爱尔兰 7 个污水处理厂的污泥中微塑料丰度为 4196~15385 个/kg^[54];另外,取自我国多个省市共 28 个污水处理厂中污泥

兰等国的污泥农用比例甚至高达 80%^[23].然而,微塑料进入废水处理系统后,石灰稳定、厌氧发酵等常规技术很难完全将其去除^[54],这些微塑料则会积累于污泥最终进入土壤环境^[54-56].目前已有较多证据表明污泥中含有大量微塑料,如来自爱尔兰 7 个污水处理厂的污泥中微塑料丰度为 4196~15385 个/kg^[54];另外,取自我国多个省市共 28 个污水处理厂中污泥

样品的微塑料含量为 1600~56400 个/kg,且不同区域的污泥中微塑料含量存在差异^[55]. Zhang 等^[31]关于广西桂林的农田土壤微塑料调查显示,污泥堆肥年用量为 30 和 15t/hm²的土壤中微塑料平均含量分别为(545.9±45.7)个/kg 和(87.6±9.3)个/kg,显著高于未进行污泥堆肥的土壤(5±0.4)个/kg;Corradini 等^[56]对智利 31 处不同污泥施用量的农业土壤中微塑料的污染情况进行评估,结果显示土壤中微塑料含量为 0.53~10.3mg/kg;而且微塑料含量同样与污泥堆肥量有关^[31,56].

当降水量不足以满足植物对水的需求时,灌溉则可为植物的生长补充水分(图 2).但是由于气候变化、人口增长和城市化,全球许多地区的水资源短缺正在加剧;因此直接使用轻度处理甚至未经处理的污水灌溉土地的情况也在增加^[46].然而,多项研究表明污水中也含有大量的微塑料^[57-59],例如洗衣机洗涤 1kg 衣物所释放的微塑料重量在 124~308mg,排放的污水中对应的微塑料含量高达 64~150 万个^[57].即使以全球广泛推崇的污水处理标准技术来清理水中的微塑料,经处理后的水样中残留的微塑料浓

度仍达 0.25 个/L^[58].根据 Gies 等^[59]的研究,加拿大温哥华地区每年经由污水灌溉进入环境的微塑料预计约 300 亿个.综上所述,污泥堆肥及污水灌溉也是土壤中微塑料的重要来源(图 2).

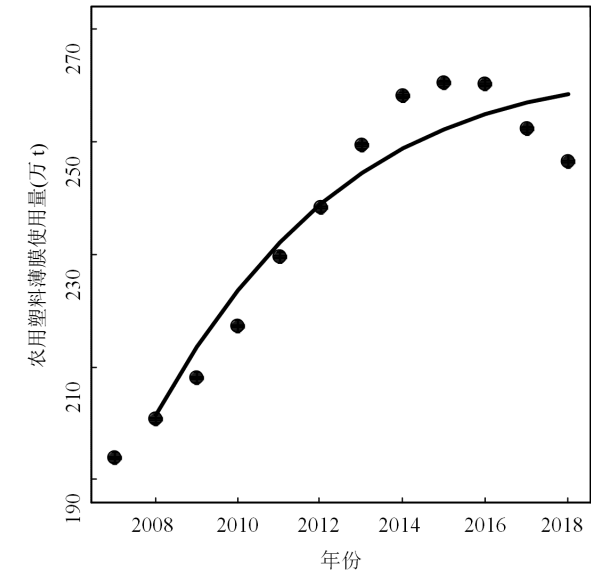


图 1 2007~2018 年间我国农用塑料薄膜使用量^[45]
Fig.1 The amount of plastic films for agricultural use in China from 2007 to 2018

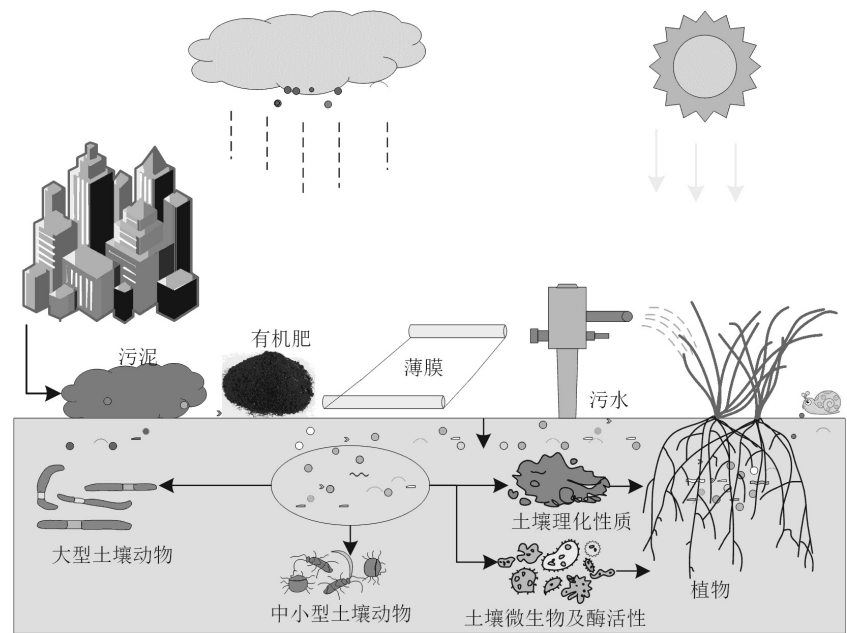


图 2 土壤中微塑料的来源、环境命运及可能引起的生态效应
Fig.2 Sources, environmental fates and potential ecological consequences of soil microplastics contamination

1.2.3 有机肥施用 以畜禽动物粪便、城市生活垃圾等有机废物加工而成的有机肥具有为植物提供养分、改善土壤结构及为土壤有机碳库做出贡献等

优点^[60-61],因此有机肥农用得到了许多国家及地区的大力支持.通过堆肥等措施回收有机废物并随后在农地上施用,原则上是一种无害环境的做法;然而

大多数城市生活垃圾受到了塑料的污染^[62]。例如,Bläsing 等^[46]的研究表明,德国 3 类不同类型的有机肥料中微塑料含量为 2.38~180mg/kg。Weithmann 等^[62]的调查显示主要应用于传统农业及园艺土壤的生物有机肥中微塑料丰度介于 14~895 个/kg,其中多数微塑料粒径介于 2~5mm,碎片类占比超过 75%。另有研究估计每年从有机废物处理厂(如堆肥厂、沼气厂)向环境释放 350 亿~2.2 万亿个大于 1mm 的微塑料颗粒^[63]。因此,有理由认为有机肥施用是微塑料进入土壤的潜在途径(图 2)。

1.2.4 其他来源 大气沉降也能将微塑料带入表层土壤。Dris 等^[64]在巴黎市区进行的一项研究表明,该地区每天微塑料的沉降量为 29~280 个/m²,每年通过大气沉降物输入的微塑料纤维可高达 10t。我国山东烟台大气中微塑料的年沉降量高达 146000 个/m²^[9],广东东莞大气中微塑料每天的沉降量介于 175~313 个/m²^[65],上海的大气中每年悬浮的微塑料总重量约为 120.72kg^[66]。这些悬浮在大气中的微塑料伴随着气流输运最终可能沉降在土壤表面。此外,汽车轮胎磨损、洪涝冲击也被证明是微塑料进入土壤的其他途径^[27,46,67]。

2 土壤微塑料的命运

2.1 降解

降解是由于化学、物理或生物反应而导致聚合物分子结构发生化学变化的结果,这种变化改变了聚合物的分子量及性能^[68]。在自然条件下,塑料在紫外线辐射、热氧化、物理磨损和生物降解等作用下发生降解^[68-69];研究表明塑料降解过程中发生的复杂反应取决于各种因素,塑料的化学结构、结晶度和疏水特性等自身因素及紫外线辐射强度、温度湿度高低、是否有氧气等环境条件都对其降解过程起着至关重要的作用^[68-70]。一些常见的塑料如 PE、PVC 具有耐水解和酶降解的碳主链而不易发生降解,而另一些聚合物如天然橡胶的分子结构中不饱和键的存在使它们更容易降解^[44]。表层土壤可能是塑料的一个关键降解环境,因为塑料直接暴露在紫外线下,氧气的接触性高且温度也更高^[46];例如暴露于太阳紫外线下 PE 和 PP 薄膜极易失去其延展性、机械完整性和强度,同时分子量显著降低^[70]。塑料的非生物降解可以破坏聚合物的主链,而这往往也是后续

生物降解的先决条件^[69];有研究证实微塑料会被包括土壤生物以及源自土壤的有机及无机大分子形成的生物膜所包围,从而改变微塑料的密度、表面电荷、大小和形状^[71-72]。即便如此,多数塑料被证明是非常惰性的,尤其进入土壤后其降解过程更为缓慢^[73-74]。例如,PE 在土壤中培养 800d 后的重量仅减轻 0.1%~0.4%^[70];掩埋在土壤中 365d 后的 PP 仅检测到 0.4%的重量变化^[74];而 PVC 的降解过程更为缓慢,埋在土壤里 10~35a 后未发现降解迹象^[44];一些研究预估土壤中某些微塑料的寿命甚至长达几百年^[46]。因此,塑料一旦进入土壤环境,将在土壤中持续存在几十年或更长时间。

2.2 迁移

土壤是一种复杂的非均质多孔介质,为微塑料在土壤的迁移创造了条件^[46]。微塑料在土壤中的迁移过程较为复杂,可能受到土壤质地^[75-76]、土壤生物活动^[71,77-80]、植物生长^[81-82]、农艺措施^[83]及土壤淋溶过程^[84-85]等因素的综合影响。Grayling 等^[75]报道了粒径介于 0.1~6μm 的微粒可以在砂壤土中垂直移动,对于粒径相对较大的微塑料颗粒,土壤可能会产生截留作用。Wu 等^[76]的研究表明平均粒径为 100μm 的 PS 微塑料在荒漠土、黑土和红土中的迁移速率存在差异,结果显示土壤 pH 值和矿物质是决定微塑料迁移的关键土壤属性。Rillig 等^[77]观察到 PE 微塑料在蚯蚓的扰动作用下,21d 内在土柱中下移了 10cm;另有研究也证实蚯蚓能够促进微塑料的垂直移动^[71,78],表明了蚯蚓是微塑料由浅入深向下迁移的重要媒介之一。螨虫及跳虫等土壤动物的活动也有利于微塑料在土壤中的重新分布,Maaß 等^[79]提供了两类跳虫(*Folsomia candida* 和 *Proisotoma minuta*)水平搬运微塑料(<200μm)的证据,而且当捕食~被捕食关系存在时,土壤动物运输和重新分配微塑料的能力显著增强^[80]。植物生长过程如根系移动、根系扩张以及因干旱造成的土壤开裂也是微塑料迁移的路径^[81-82]。此外,农业活动如机械翻耕、播种等过程会导致表层土与亚表层土壤发生交换,更会将表层土壤的微塑料带入深层土壤^[83]。另有一些研究认为,土壤淋溶过程可能对微塑料的垂直运输具有更大的促进作用^[84-85]。例如平均粒径为 3.7μm 的微塑料可以通过淋溶作用向下移至 70cm 以上的深层土壤^[85];还有研究指出在土壤淋溶作用下,微塑料还可

能有进入浅层地下水的风险^[46]。

3 土壤微塑料的生态环境效应

3.1 微塑料对土壤理化性质的影响

现有的证据表明,微塑料作为一种固体污染物进入土壤后,极易在干湿循环^[82]、土壤翻耕^[83]或生物扰动^[71,77-80]等作用下不同程度地整合到土壤团聚体中,从而可能引起土壤容重、持水能力和土壤结构等土壤物理性质的改变^[19,86-89]。de Souza Machado 等^[19]的研究中,0.4%的 PES 微纤维可显著提高壤砂土的持水能力和水分蒸发率,显著降低土壤的容重和减少水稳性土壤团聚体;而其他类型的微塑料如 2%的 PE 颗粒对以上指标的影响却不显著。与该研究不同的是,在 0.3%的 PES 微纤维处理下,粘壤土的持水能力显著降低,而容重与对照组相比无显著变化^[86];两项研究的不同结论可能归因于微塑料的暴露浓度、形状或土壤质地的差异。此外,微塑料的存在也会破坏土壤结构的完整性,造成土壤表面的干燥开裂^[87];并且导致土壤水分及养分运输状态显著发生变化^[88-89]。微塑料不仅对土壤物理性质有影响,同样也会影响土壤化学性质。Rillig^[90]指出,微塑料属于高碳聚合物,例如 PE 或 PS 的碳成分占比超过 90%;且由于微塑料的抗分解性,因此土壤环境中的微塑料可视为是一种不依赖光合作用和净初级生产的人工碳源,可能对土壤碳储量有影响^[91]。在一项为期 30d 的试验中,Liu 等^[92]发现高浓度(>28%)的 PP 微塑料显著增加了砂壤土中溶解性有机碳、溶解性有机氮和溶解性有机磷的浓度,促进了土壤养分的释放;但低浓度处理下(7%)未观察到这些变化。另一研究中,5%的 PE 微塑料暴露 30d 后对土壤溶解性有机碳也无显著影响^[93]。Wang 等^[94]报道塑料地膜残留物(67.5~337.5kg/ha)显著降低土壤的有机质、碱解氮、速效磷及速效钾含量,对土壤肥力造成不利的影响。此外,不同类型的微塑料对土壤 pH 值的影响也存在差异^[95-96],例如 PE 微塑料能显著降低土壤 pH 值^[95-96],而聚乳酸微塑料则使土壤 pH 值升高^[96]。

以上研究表明,微塑料对土壤理化性质的影响较为复杂,微塑料的类型、形状、浓度及土壤类型都可能是影响的因素。土壤是一个相互联系的综合体,土壤理化性质的变化会影响到土壤的许多关键过程^[97]。例如土壤结构影响空气和水分在土壤中的含

量及扩散,影响种子发芽、根系生长或土壤侵蚀^[97];土壤 pH 值的变化可能影响某些已适应了某种酸碱度的植物或动物物种的生存^[97]。总之土壤中不断积累的微塑料可能改变土壤质量,影响土地生产力,不利于土地资源的可持续利用。因此,需要进一步研究微塑料对土壤理化性质的影响。

3.2 微塑料对土壤动物的影响

土壤动物是土壤生物多样性的的重要组成部分,在土壤结构的形成及发育、有机质的分解、养分循环、植物生长等过程中有着重要的作用^[16]。通常情况下基于土壤动物的体宽可将其分为大型土壤动物(>2mm)、中型土壤动物(0.2mm~2mm)及小型土壤动物(<0.2mm)^[16]。微塑料一旦进入土壤,将不可避免地与各类型土壤动物接触。在以往的研究中,涉及的土壤动物包括蚯蚓、鼠妇、蜗牛、线蚓、跳虫、螨虫及线虫等,通常是在土壤基质、液体培养基或食物中添加微塑料,研究其对土壤动物的生存、生长、繁殖、代谢活动、摄食行为、神经毒性和肠道微生物群落的影响。

蚯蚓是土壤生态系统中最常见的大型土壤动物之一,是重要的“生态系统工程师”,同时也是目前研究土壤微塑料污染生态效应最常用的模式生物^[71,77-78]。蚯蚓以土壤有机质为食,较多研究证实蚯蚓容易误食微塑料,且表现出粒径选择效应^[71];进入消化道的微塑料会导致蚯蚓的虚假饱足感而减少摄食,进而抑制蚯蚓的生长及繁殖、干扰代谢过程,甚至引起死亡^[71,78,98-100]。Huerta Lwanga 等^[71]研究了不同浓度(0%、7%、28%、45%、60%)的低密度 PE 微塑料(<400 μ m)对陆正蚓(*Lumbricus terrestris*)的影响,结果显示高浓度下(>28%)蚯蚓的生长速率显著降低且死亡率升高,而低浓度(<7%)下蚯蚓的生长及死亡未受到影响;值得注意的是,该研究中使用的微塑料浓度非常高。Rodriguez-Seijo 等^[98]的报道显示,62.5~1000mg/kg 的 PE 微塑料对安德爱胜蚓(*Eisenia andrei*)的存活、生长、繁殖均无显著影响,但会引起肠道组织损伤、氧化应激和免疫反应。一些研究指出,土壤微塑料污染浓度高于 1%会显著抑制蚯蚓的生长,改变其肠道微生物群落,具有较强的致死作用^[78,101];而浓度低于 1%的微塑料对蚯蚓的生长及死亡造成的影响则可忽略不计^[102]。除了蚯蚓外,另有研究报道非洲大蜗牛(*Achatina fulica*)在含有 PET(0.014~0.71g/kg)微塑料的土壤中生活 28d 后,食

物摄入量和排泄量均减少,胃肠道壁及肝脏功能受损^[103]. Kokalj 等^[104]将一种鼠妇(*Procellio scaber*)暴露于 0.4%的 PE 微塑料中 14d 后,未发现鼠妇的食物摄取率、食物同化率、排便率、体重、存活率和消化腺能量储备受到微塑料污染的影响.类似地,0.02%~1.5%的 PES 微塑料对这种鼠妇的生存、取食活动和生物量变化及能量储备也无显著影响^[105],表明微塑料对这种鼠妇危害较小.

中小型土壤动物的种类丰富且数量庞大^[16],以跳虫、螨虫及线虫为代表的中小型土壤动物对微塑料污染的敏感程度似乎比蚯蚓等大型土壤动物更高.土壤中的微塑料能附着在跳虫及螨虫的身上被搬运到其它地方^[79-80],然而粘附在动物体表的微塑料会直接阻碍这些动物的活动^[106],因此它们会表现出“逃避”微塑料的行为^[107].Zhu 等^[108]将土壤白符蚱(*Folsomia candida*)暴露于 1%的 PVC(80~250 μ m)微塑料中 56d 后,白符蚱的取食行为发生改变,生长及繁殖受到抑制,且肠道微生物群落显著发生变化.

同样,Ju 等^[107]也发现 0.5%~1%的 PE 微塑料改变了白符蚱(*Folsomia candida*)的肠道微生物群落,并抑制其繁殖.但另有研究显示白符蚱(*Folsomia candida*)及一种甲螨(*Oppia nitens*)在含有 PES(0.02%~1.5%)微塑料的土壤中共生存 28d 后,存活率及繁殖率均未受到明显影响^[105],可能与微塑料的类型或暴露时长有关.线虫是土壤中最具代表性的小型土壤动物之一,Lei 等^[109]把秀丽隐杆线虫(*Caenorhabditis elegans*)暴露于有 PS(1mg/L; 0.1~5.0 μ m)微塑料的液体培养基中 3d 后,发现线虫的存活率、体长和繁殖率显著下降,粒径小($\leq 1\mu$ m)的微塑料毒性更强^[109];微塑料还可以穿透线虫的肠道壁被运输到其它组织和细胞中,引起氧化应激反应,并影响某些基因的表达^[109-110],且微塑料的毒性作用还可能传至下一代^[111].另一研究中,浓度(1 μ g/L~86.8 μ g/L)更小的 PS 微塑料也导致线虫的存活率、生长速率及繁殖率显著降低,能量代谢过程紊乱^[112];可见线虫对微塑料污染具有较高的敏感度.

表 2 微塑料对土壤动物的生态毒理作用
Table 2 Ecotoxicological impacts of microplastics on soil fauna

物种	类型	浓度	粒径	响应情况	文献
大型土壤动物					
陆正蚓(<i>Lumbricus terrestris</i>)	PE	7%~60%($W_{微}:W_{土}$)	<400 μ m	降低生长速度、提高死亡率	71
	PES	0.1%~1%($W_{微}:W_{土}$)	40.7 μ m	排泄物减少、氧化应激标志物改变	99
安德爱胜蚓(<i>Eisenia andrei</i>)	PE	236~4505mg/kg($W_{微}:W_{土}$)	(0.92 $\pm$ 1.1)mm ²	对生长及死亡无显著影响	102
	PE	62.5~1000mg/kg($W_{微}:W_{土}$)	250~1000 μ m	肠道损伤、氧化应激	98
赤子爱胜蚓(<i>Eisenia fetida</i>)	PS	0.25%~2%($W_{微}:W_{土}$)	58 μ m	抑制生长、增加死亡	78
	PE	62~1000mg/kg($W_{微}:W_{土}$)	250~1000 μ m	氧化应激	100
某种线蚓(<i>Enchytraeus crypticus</i>)	PS	0.025%~10%($W_{微}:W_{土}$)	0.01~0.5 μ m	体重下降,肠道微生物群落改变	101
非洲大蜗牛(<i>Achatina fulica</i>)	PET	0.014~0.71g/kg($W_{微}:W_{土}$)	76.3 μ m	降低进食率及排泄率,胃肠道内壁及肝脏功能受损伤	103
某种鼠妇(<i>Procellio scaber</i>)	PE	0.4%($W_{微}:W_{土}$)	60~800 μ m	生存、体重、摄食率、生物量及能量储备等	104
	PES	0.02%~1.5%($W_{微}:W_{土}$)	12 μ m~2.87mm	均未受到显著影响	105
中小型土壤动物					
某种甲螨(<i>Oppia nitens</i>)	PES	0.02%~1.5%($W_{微}:W_{土}$)	12 μ m~2.87mm	存活及繁殖均未受到显著影响	105
沼泽红疣(<i>Lobelia sokamensis</i>)	PE、PS	0.47~1155mg/kg($W_{微}:W_{土}$)	0.47~1155 μ m	抑制活动	106
白符蚱(<i>Folsomia candida</i>)	PES	0.02%~1.5%($W_{微}:W_{土}$)	12 μ m~2.87mm	存活及繁殖均未受到显著影响	105
	PE	0.5%~1%($W_{微}:W_{土}$)	<500 μ m	抑制繁殖,改变肠道微生物群落	107
	PVC	1g/kg($W_{微}:W_{土}$)	80~250 μ m	抑制生长及繁殖,改变肠道微生物群落	108
	PS	1mg/L($W_{微}:V_{液}$)	0.1~5 μ m	存活率、生长和繁殖能力下降,肠道损伤、氧化应激	109
秀丽隐杆线虫(<i>Caenorhabditis elegans</i>)	PS	0.5~10mg/m ² (琼脂平板)	0.1~5 μ m	抑制存活率、体长和繁殖,影响基因表达	110
	PS	1~10000 μ g/L($W_{微}:V_{液}$)	108.2 $\pm$ 4.5nm	肠道通透性增强、排便期延长,跨代毒性	111
	PS	1 μ g/L~86.8 μ g/L($W_{微}:V_{液}$)	0.05~0.2 μ m	减少运动和繁殖,代谢紊乱,氧化损伤	112

注: $W_{微}$ 为微塑料的重量; $W_{土}$ 为土壤干重; $V_{液}$ 为培养液体积.

综上所述,土壤微塑料添加会对绝大多数土壤动物产生毒性作用,影响程度除了与微塑料的类型、

粒径、浓度及暴露时间存在很强的关系外,还可能与土壤动物本身对微塑料污染的敏感性有关;此外体型各异的土壤动物可能属于不同的营养类群而具有不同的生存策略,它们对微塑料污染的响应情况也会存在一定的差异^[113-114].不同个体或物种对微塑料的响应差异可能引起土壤生物多样性的显著变化,这些研究表明土壤动物尤其是跳虫及线虫在一定程度上可作为评价土壤微塑料污染效应的一种生物信息指标.

3.3 微塑料对微生物群落的影响

由于大多数微生物的生命相对较短^[44],这为开展微塑料对微生物群落影响的研究增加了一定的难度;大多研究通过评价微塑料存在下土壤酶活性的变化进而反映微生物的响应情况.从现有研究来看,微生物的诸多特性(生物量、酶活性、群落组成及多样性)对微塑料污染的响应同样与微塑料的类型、浓度、形状等因素有关.例如,0.1~1mg/kg 的 PS 微塑料导致土壤微生物生物量显著下降^[115],而 1%~20% 的 PE 与 PVC 微塑料则增加了微生物生物量^[116].de Souza Machado 等^[20]研究了不同类型的微塑料(PE、PP、PS、PET、PA、PES;0~2%)对由荧光素二乙酸水解酶(FDAse)指示的土壤微生物活性的影响,与对照组相比,PA、PE 和 PES 微塑料均表现为促进作用,而其他类型的微塑料影响不显著.另外几项研究中,PP(7%~28%)微塑料显著增加了 FDAse 的活性^[92];PE 与 PVC(1%~5%)的添加均抑制了 FDAse 的活性,刺激了脲酶和酸性磷酸酶的活性^[117];而 PS(0.1~1mg/kg)微塑料均显著降低了土壤中脱氢酶和涉及土壤碳(β -葡萄糖苷酶和纤维二糖水解酶)、氮(亮氨酸氨基肽酶)和磷(碱性磷酸酶)循环有关的酶的活性^[115].Yi 等^[118]的研究结果显示,纤维状 PP 对土壤脲酶的刺激作用高于碎片状 PE 及颗粒状 PP 微塑料,而碎片状 PE 对土壤脱氢酶的刺激作用大于颗粒状及纤维状 PP 微塑料^[118];这些研究的不同结果表明微塑料对土壤微生物活性的影响还可能与土壤酶类型有关.此外,一些研究还发现微塑料表面定殖了与周围环境有明显差异的微生物,微塑料成为某些微生物独特的栖息地^[93,117-120],干扰微生物的演化^[119-120].例如 PE 微塑料的添加促使土壤放线菌门(*Actinobacteria*)取代变形菌门(*Proteobacteria*)成为优势微生物^[93],并增加土壤中与固氮作用有关的细

菌丰度^[117],促使土壤微生物群落结构及多样性显著发生变化^[93,119].

如前 3.1 所述,微塑料添加可能使土壤的持水能力提高^[19],而较高的水分利用率可能是一些研究中土壤酶活性增加的原因之一^[121];另有研究指出吸附于微塑料表面的抗生素、重金属和其他有毒污染物也可能对土壤微生物的活性产生正向或负向的影响^[84,93].此外,微塑料添加导致土壤孔隙度和水分运输状态的变化会改变土壤中氧气的流通^[19,82,97],可能使得土壤中厌氧微生物及好氧微生物的相对分布发生变化^[122],微塑料引起的土壤孔隙变化甚至可能导致微生境的丧失和土著微生物的灭绝^[123],进而影响微生物多样性.总之,微塑料的存在会干扰微生物系统,鉴于微生物在土壤生态系统的重要作用,有关微塑料对微生物的影响机制需要进一步探究^[116-120,124].

3.4 微塑料对植物的影响

植物作为生产者是食物链的基础,对于植物而言,人们最关心的问题莫过于植物是否能够吸收并积累微塑料及微塑料对食品安全是否会产生不利影响.目前已有研究报道了微塑料对小麦(*Triticum aestivum*)^[125-127]、莴苣(*Lactuca sativa*)^[127-128]、大葱(*Allium fistulosum*)^[20]、蚕豆(*Vicia faba*)^[129]、黑麦草(*Lolium perenne*)^[95]、家独行菜(*Lepidium sativum*)^[130]、拟南芥(*Arabidopsis thaliana*)^[131]等陆生植物的作用.研究表明,土壤微塑料的存在可以延缓植物种子的发芽时间^[130]、降低发芽率及幼苗成活率^[95,125-126,130],并能显著改变植物的生物量、组织元素组成及根系性状^[20,125-126,131];这些影响可能随微塑料自身的特性、植物种类或土壤类型的差异而有所不同^[20,132].例如,de Souza Machado 等^[20]的研究中,PA 处理下大葱的茎秆生物量显著降低,而 PES 微纤维处理下几乎翻了一番;PS 能够显著增加大葱的根系生物量,而 PE、PET 和 PP 的影响不显著^[20].另一研究探究了由 7 种植物共存的植物群落对微塑料添加的响应,结果显示微塑料在群落水平上显著改变了植物的生产力和群落结构,导致植物群落的优势物种发生变化^[132];长此以往,微塑料极有可能影响植物多样性^[132-133].最近,Li 等^[127]发现作物小麦(*Triticum aestivum*)和莴苣(*Lactuca sativa*)的根部能够吸收土壤及污水中亚微米级和微米级微塑料

(2 μm),在蒸腾拉力作用下微塑料能通过植物导管系统随水流和营养流转移至可食用的部分;Conti 等^[134]首次报道了从市场直接购买的食用蔬菜(胡萝卜、生菜、西兰花、土豆)和食用水果(苹果和梨)的样品中存在微塑料.这些研究为微塑料能在植物体内积累提供了直接的证据,意味着微塑料最后可能出现在人类的餐桌上,对人类健康构成潜在威胁.

研究表明,土壤中微塑料一方面可能阻挡植物根系对水分及养分的有效吸收,进而直接影响植物的生长^[19-20],另一方面微塑料对土壤的结构、容重、酸碱度等理化特征的改变可能促使植物根际微生物(如固氮菌、丛枝菌根真菌)的活性变化进而间接影响植物的生长^[20,119,135].通常情况下,植物能够分泌大量的黏液来抵御微塑料的侵入^[127-128],且细胞壁的存在也成为微塑料进入植物体内的障碍^[124,136];然而由细胞壁降解酶、植物与某些病原菌的相互作用或机械损伤所形成的气孔则可能为微塑料进入植物体内提供了潜在的途径^[136],微塑料表面电荷的差异则可能是其能否进入植物体原因之一^[131].总之,有关微塑料对植物的影响机制未来需要深入的研究.

4 展望

本文通过文献梳理,综述了土壤生态系统中微塑料的污染现状、来源、环境命运和生态环境效应等方面的研究进展.尽管研究数量有限,但从现有的数据表明微塑料在土壤环境中广泛存在,并可能对土壤生态系统的健康与功能造成巨大的威胁.为了进一步探清微塑料污染带来的影响,本文根据目前已发表的文献,强调了在全面理解土壤微塑料污染效应方面需要攻克的几个关键方向:

4.1 相较于水生系统的微塑料污染,人们对土壤微塑料污染的了解仍然十分有限;原因之一可能是缺乏可用于土壤微塑料研究的标准方法.尽管有一些研究报道了土壤中微塑料的分析检测技术^[137-138],然而未形成标准化方案,各研究采用的不同方法可能导致调查结果之间的可比性较差.因此,未来有必要建立统一的收集、分离和分析土壤样品中各种类型微塑料的方法,准确、简便及高效的分析技术将是深入认识土壤微塑料污染状况的基础.

4.2 目前有关土壤中微塑料污染调查的研究涉及

的土地利用类型多为耕地,现有数据还不足以分析全世界或区域范围内土壤微塑料的污染状况.由于缺乏环境浓度的定量数据,就难以准确评估微塑料对土壤环境所造成的影响,且很难让公众意识到微塑料的污染到底有多严重.因此,今后研究还应加强对各种土地利用类型的土壤中微塑料污染程度的分析,探明其来源及所获微塑料的相关特征,这也将有助于管理者有的放矢采取措施控制土壤微塑料污染.

4.3 土壤中的微塑料可能在物理、化学或生物等因素影响下继续降解或迁移,但当前对微塑料是否会污染地下水系统仍不清楚,而这关系到用水安全问题,因此也应对此深入探究.

4.4 以往研究中,微塑料常被视为是一种单纯的聚合物,实际上微塑料可能含有大量化学添加剂(如增塑剂和阻燃剂)^[44];另外由于微塑料的大比表面积,有机化学物质、重金属和抗生素等有毒污染物也可吸附在微塑料表面^[46].因此除了研究土壤中微塑料的固有毒性外,未来还需要加强对塑料添加剂及其吸附的污染物对土壤生态系统的作用,进一步揭示微塑料污染的影响机制.

4.5 目前绝大多数研究都在实验室条件下模拟进行的,且有些研究中的微塑料浓度非常高,这在一定程度上导致了微塑料的实验浓度和自然环境浓度之间的不可比性.因此,未来亟需在原位土壤环境下探究微塑料污染是否以及如何影响土壤动物、微生物及植物,这对于真正掌握微塑料的环境效应必不可少.

参考文献:

- [1] Plastics – the facts 2019: An analysis of European plastics production, demand and waste data [N]. Plastic Europe, 2019.
- [2] Geyer R, Jambeck J R, Law K L. Production, use, and fate of all plastics ever made [J]. Science Advances, 2017,3:1700782.
- [3] Andrady A L. Microplastics in the marine environment [J]. Marine Pollution Bulletin, 2011,62:1596–1605.
- [4] Rillig M C. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? [J]. Environmental Science & Technology, 2012,46:6453–6454.
- [5] Thompson R C, Olsen Y, Mitchell R P, et al. Lost at sea: Where is all the plastic? [J]. Science, 2004,304:838–838.
- [6] Barnes D K A, Galgani F, Thompson R C, et al. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments [J]. Philosophical Transactions of the Royal Society B, 2009,364:1985–1998.

- [7] 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.
- [8] Rezaei M, Riksen M J, Sirjani E, et al. Wind erosion as a driver for transport of light density microplastics [J]. *Science of the Total Environment*, 2019,669:273–281.
- [9] 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*, 2017,62:3902–3909.
- 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*, 2017,62:3902–3909.
- [10] Fuller S, Gautam A. A procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016,50:5774–5780.
- [11] Obbard R W, Sadri S, Wong Y Q, et al. Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice [J]. *Earth's Future*, 2014,2:315–320.
- [12] Huerta Lwanga E, Gertsen H, Gooren H, et al. Microplastics in the terrestrial ecosystem: implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae) [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016,50:2685–2691.
- [13] Huerta Lwanga E, Vega J M, Quej V K, et al. Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain [J]. *Scientific Reports*, 2017,7:14071.
- [14] Rochman C M. Microplastics research—from sink to source [J]. *Science*, 2018,360:28–29.
- [15] Drobniak T, Greiner L, Keller A, et al. Soil quality indicators – From soil functions to ecosystem services [J]. *Ecological Indicators*, 2018,94:151–169.
- [16] Coleman D C, Callahan Jr M A, Crossley Jr D A. *Fundamentals of soil ecology* (3rd edition) [M]. London: Academic Press, 2017:77–171.
- [17] Bardgett R D, Putten W H. Belowground biodiversity and ecosystem functioning [J]. *Nature*, 2014,515:505–511.
- [18] Sun B, Zhao F J, Lombi E, et al. Leaching of heavy metals from contaminated soils using EDTA [J]. *Environmental Pollution*, 2001,113:111–120.
- [19] de Souza Machado A A, Lau C W, Till J, et al. Impacts of microplastics on the soil biophysical environment [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018,52:9656–9665.
- [20] 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*, 2019,53:6044–6052.
- [21] de Souza Machado A A, Lau C W, Zarfl C, et al. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems [J]. *Global Change Biology*, 2018,24:1405–1416.
- [22] 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.
- [23] Nizzetto L, Futter M, Langaas S, et al. Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016,50:10777–10779.
- [24] Corradini F, Meza P, Eguiluz R, et al. Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal [J]. *Science of the Total Environment*, 2019,671:411–420.
- [25] 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.
- [26] Helcoski R, Yonkos L T, Sanchez A, et al. Wetland soil microplastics are negatively related to vegetation cover and stem density [J]. *Environmental Pollution*, 2020,256:113391.
- [27] Scheurer M, Bigalke M. Microplastics in Swiss floodplain soils [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018,52:3591–3598.
- [28] Zhou B, Wang J, Zhang H, 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.
- [29] Zhang S, Liu X, Hao X, et al. Distribution of low-density microplastics in the mollisol farmlands of northeast China [J]. *Science of the Total Environment*, 2020,708:135091.
- [30] Huang T, Liu Q, Jia W, et al. Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment [J]. *Environmental Pollution*, 2020,260:114096.
- [31] Zhang L, Xie Y, Liu J, et al. An overlooked entry pathway of microplastics into agricultural soils from application of sludge-based fertilizers [J]. *Environmental Science & Technology*, 2020,54:4248–4255.
- [32] Ding L, Zhang S, Wang X, 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.
- [33] Chen Y, Leng Y, Liu X, et al. Microplastic pollution in vegetable farmlands of suburb Wuhan, central China [J]. *Environmental Pollution*, 2020,257:113449.
- [34] Zhou Y, Liu X, 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.
- [35] 周 倩,章海波,周 阳,等. 滨海滩涂土壤中微塑料的分离及其表面微观特征 [J]. *科学通报*, 2016,61:1604–1611.
- Zhou Q, Zhang H B, Zhou Y, et al. Separation of microplastics from a coastal soil and their surface microscopic features [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2016,61:1604–1611.
- [36] Lv W, Zhou W, Lu S, et al. Microplastic pollution in rice–fish co-culture system: a report of three farmland stations in Shanghai [J]. *Science of the Total Environment*, 2019,652:1209–1218.
- [37] Liu M, Lu S, Song Y, et al. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China [J]. *Environmental Pollution*, 2018,242:855–862.
- [38] Lv W, Zhou W, Lu S, et al. Microplastic pollution in rice–fish co-culture system: a report of three farmland stations in Shanghai [J]. *Science of the Total Environment*, 2019,652:1209–1218.
- [39] Cole M, Lindeque P, Halsband C, et al. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2011,62:2588–2597.
- [40] Auta H S, Emenike C U, Fauziah S H. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate,

- effects, and potential solutions [J]. *Environment International*, 2017, 102:165–176.
- [41] 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.
- [42] Lamont W J. Plastic mulches for the production of vegetable crops [J]. *Hort Technology*, 1993,3:35–39.
- [43] Scarascia-Mugnozza G, Sica C, Russo G. Plastic materials in European agriculture: actual use and perspectives [J]. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 2011,42:15–28.
- [44] Ng E L, Lwanga E H, Simon M, et al. An over view of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems [J]. *Science of the Total Environment*, 2018,627:1377–1388.
- [45] 中华人民共和国农业农村部. 农业塑料薄膜使用量 [EB/OL]. <http://zdscxx.moa.gov.cn:8080/nyb/pc/frequency.jsp/2020-05-15>. Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China. The usage of agriculture film [EB/OL]. <http://zdscxx.moa.gov.cn:8080/nyb/pc/frequency.jsp/2020-05-15>.
- [46] Bläsing M, Amelung W. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources [J]. *Science of the Total Environment*, 2018,612:422–435.
- [47] Espí E, Salmerón A, Fontecha A, et al. Plastic films for agricultural applications [J]. *Journal of Plastic Film & Sheeting*, 2006,2:85–102.
- [48] 骆永明, 周倩, 章海波, 等. 重视土壤中微塑料污染研究—防范生态与食物链风险 [J]. *中国科学院院刊*, 2018,33:1021–1030.
- Luo Y M, Zhou Q, Zhang H B, et al. Pay Attention to Research on Microplastic Pollution in Soil for Prevention of Ecological and Food Chain Risks [J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2018,33:1021–1030.
- [49] Ramos L, Berenstein G, Hughes E A, et al. Polyethylene film incorporation into the horticultural soil of small periurban production units in Argentina [J]. *Science of the Total Environment*, 2015,523:74–81.
- [50] Zhang D, Liu H, Hu W, et al. The status and distribution characteristics of residual mulching film in Xinjiang, China [J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2016,15:2639–2646.
- [51] Wang M J. Land application of sewage sludge in China [J]. *Science of the Total Environment*, 1997,197:149–160.
- [52] Jensen J, Jepsen S E. The production, use and quality of sewage sludge in Denmark [J]. *Waste Management*, 2005,25:239–247.
- [53] Buonocore E, Mellino S, De Angelis G, et al. Life cycle assessment indicators of urban wastewater and sewage sludge treatment [J]. *Ecological Indicators*, 2018,94:13–23.
- [54] Mahon A M, O'Connell B, Healy M G, et al. Microplastics in sewage sludge: effects of treatment [J]. *Science of the Total Environment*, 2017,51:810–818.
- [55] Li X, Chen L, Mei Q, et al. Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China [J]. *Water Research*, 2018, 142:75–85.
- [56] Corradini F, Meza P, Eguiluz R, et al. Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal [J]. *Science of the Total Environment*, 2019,671:411–420.
- [57] De Falco F, Di Pace E, Cocca M, et al. The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution [J]. *Scientific Reports*, 2019,9:6633.
- [58] Murphy F, Ewins C, Carbonnier F, et al. Wastewater treatment works (W_WTW) as a source of microplastics in the aquatic environment [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016,50:5800–5808.
- [59] Gies E A, LeNoble J L, Noël M, et al. Retention of microplastics in a major secondary wastewater treatment plant in Vancouver, Canada [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2018,133:553–561.
- [60] Odlare M, Arthurson V, Pell M, et al. Land application of organic waste – Effects on the soil ecosystem [J]. *Applied Energy*, 2011,88:2210–2218.
- [61] Börjesson P, Mattiasson B. Biogas as a resource-efficient vehicle fuel [J]. *Trends in Biotechnology*, 2008,26:7–13.
- [62] Weithmann N, Möller J N, Löder M G J, et al. Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment [J]. *Science Advances*, 2018,4:eaap8060.
- [63] Meixner K, Kubiczek M, Fritz I. Microplastic in soil—current status in Europe with special focus on method tests with Austrian samples [J]. *AIMS Environmental Science*, 2020,7:174–191.
- [64] Dris R, Gasperi J, Saad M, et al. Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment? [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2016,104:290–293.
- [65] Cai L, Wang J, Peng J, et al. Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017,24:24928–24935.
- [66] Liu K, Wang X, Fang T, et al. Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai [J]. *Science of the Total Environment*, 2019,675:462–471.
- [67] Zylstra E R. Accumulation of wind-dispersed trash in desert environments [J]. *Journal of Arid Environments*, 2013,89:13–15.
- [68] Göpferich A. Mechanisms of polymer degradation and erosion [J]. *Biomaterials*, 1996,17:103–114.
- [69] Gewert B, Plassmann M M, MacLeod M. Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment [J]. *Environmental Science—Processes & Impacts*, 2015,17:1513–1521.
- [70] Weinstein J E, Crocker B K, Gray A D. From macroplastic to microplastic: degradation of high-density polyethylene, polypropylene, and polystyrene in a salt marsh habitat [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2016,35:1632–1640.
- [71] Huerta Lwanga E, Gertsen H, Gooren H, et al. Microplastics in the terrestrial ecosystem: implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae) [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016,50:2685–2691.
- [72] Galloway T S, Cole M, Lewis C, et al. Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem [J]. *Nature Ecology & Evolution*. 2017,1:116.
- [73] Albertsson A C. The shape of the biodegradation curve for low and high density polyethenes in prolonged series of experiments [J]. *European Polymer Journal*, 1980,16:623–630.
- [74] Arkatkar A, Arutchelvi J, Bhaduri S, et al. Degradation of untreated and thermally pretreated polypropylene by soil consortia [J].

- International Biodeterioration & Biodegradation, 2009,63:106–111.
- [75] Grayling K M, Young S D, Roberts C J, et al. The application of X-ray micro Computed Tomography imaging for tracing particle movement in soil [J]. *Geoderma*, 2018,321:8–14.
- [76] Wu X, Lyu X, Li Z, et al. Transport of polystyrene nanoplastics in natural soils: effect of soil properties, ionic strength and cation type [J]. *Science of the Total Environment*, 2020,707:136065.
- [77] Rillig M C, Ziersch L, Hempel S. Microplastic transport in soil by earthworms [J]. *Scientific Reports*, 2017,7:1362.
- [78] Cao D, Xiao W, Luo X, et al. Effects of polystyrene microplastics on the fitness of earthworms in an agricultural soil [J]. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 2017,61:12148.
- [79] Maaß S, Daphi D, Lehmann A, et al. Transport of microplastics by two collembolan species [J]. *Environmental Pollution*, 2017,225:456–459.
- [80] 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.
- [81] Gabet E J, Reichman O J, Seabloom E W, et al. The effect of bioturbation on soil processes and sediment transport [J]. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 2003,31:249–273.
- [82] O'Connor D, Pan S Z, Shen Z T, et al. Microplastics undergo accelerated vertical migration in sand soil due to small size and wet–dry cycles [J]. *Environmental Pollution*, 2019,249:527–534.
- [83] Rillig M C, Ingraffia R, de Souza Machado A A, et al. Microplastic incorporation into soil in agroecosystems [J]. *Frontiers in Plant Science*, 2017,8:1805.
- [84] Li J, Song Y, Cai Y. Focus topics on microplastics in soil: Analytical methods, occurrence, transport, and ecological risks [J]. *Environmental Pollution*, 2020,257:113570.
- [85] Cey E E, Rudolph D L, Passmore J. Influence of macroporosity on preferential solute and colloid transport in unsaturated field soils [J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2009,107:45–57.
- [86] 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.
- [87] Wan Y, Wu C, 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.
- [88] Li Y, Zhao C, Yan C, et al. Effects of agricultural plastic film residues on transportation and distribution of water and nitrate in soil [J]. *Chemosphere*, 2020,242:125131.
- [89] Jiang X J, Liu W, Wang E, et al. Residual plastic mulch fragments effects on soil physical properties and water flow behavior in the Minqin Oasis, north–western China [J]. *Soil and Tillage Research*, 2017,166:100–107.
- [90] Rillig M C. Microplastic disguising as soil carbon storage [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018,52:6079–6080.
- [91] Rillig M C, Lehmann A. Microplastic in terrestrial ecosystems [J]. *Science*, 2020,368:1430–1431.
- [92] Liu H, Yang X, Liu G, et al. Response of soil dissolved organic matter to microplastic addition in Chinese loess soil [J]. *Chemosphere*, 2017, 185:907–917.
- [93] Ren X, Tang J, Liu X, et al. Effects of microplastics on greenhouse gas emissions and the microbial community in fertilized soil [J]. *Environmental Pollution*, 2020,256:113347.
- [94] Wang J, Lv S, Zhang M, et al. Effects of plastic film residues on occurrence of phthalates and microbial activity in soils [J]. *Chemosphere*, 2016,151:171–177.
- [95] Boots B, Russell C W, Green D S. Effects of microplastics in soil ecosystems: above and below ground [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019,53:11496–11506.
- [96] Wang F, Zhang X, Zhang S, et al. Interactions of microplastics and cadmium on plant growth and arbuscular mycorrhizal fungal communities in an agricultural soil [J]. *Chemosphere*, 2020,254: 126791.
- [97] Lukac M, Godbold D. Soil ecology in northern forests: a belowground view of a changing world [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2011:10–31.
- [98] Rodriguez-Seijo A, Lourenço J, Rocha-Santos T A P, et al. Histopathological and molecular effects of microplastics in *Eisenia andrei* Bouche [J]. *Environmental Pollution*, 2017,220:495–503.
- [99] Prendergast-Miller M T, Katsiamides A, Abbass M, et al. Polyester-derived microfibre impacts on the soil-dwelling earthworm *Lumbricus terrestris* [J]. *Environmental Pollution*, 2019,251:453–459.
- [100] Rodríguez-Seijo A, da Costa J P, Rocha-Santos T, et al. Oxidative stress, energy metabolism and molecular responses of earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to low-density polyethylene microplastics [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018,25:33599–33610.
- [101] 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.
- [102] Hodson M E, Duffuse-Hodson C A, Clark A, et al. Plastic bag derived-microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017,51: 4714–4721.
- [103] Song Y, Cao C, 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.
- [104] Kokalj A J, 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.
- [105] Selonen S, Dolar A, Kokalj A J, et al. Exploring the impacts of plastics in soil–The effects of polyester textile fibers on soil invertebrates [J]. *Science of the Total Environment*, 2020,700:134451.
- [106] Kim S W, An Y J. Soil microplastics inhibit the movement of springtail species [J]. *Environment International*, 2019,126:699–706.
- [107] Ju H, Zhu D, Qiao M. Effects of polyethylene microplastics on the gut microbial community, reproduction and avoidance behaviors of the soil springtail, *Folsomia candida* [J]. *Environmental Pollution*, 2019,247:890–897.
- [108] 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 & Biochemistry*, 2018,116:302–310.
- [109] Lei L, Liu M, Song Y, et al. Polystyrene(nano)microplastics cause size dependent neurotoxicity, oxidative damage and other adverse effects in *Caenorhabditis elegans* [J]. *Environmental Science: Nano*, 2018,5: 2009–2020.
- [110] Lei L, Wu S, Lu S, et al., 2018. 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.
- [111] Zhao L, Qu M, Wong G, et al. Transgenerational toxicity of nanopolystyrene particles in the range of $\mu\text{g/L}$ in the nematode *Caenorhabditis elegans* [J]. *Environmental Science: Nano*, 2017,4: 2356–2366.
- [112] Kim H M, Lee D K, Long N P, et al. Uptake of nanopolystyrene particles induces distinct metabolic profiles and toxic effects in *Caenorhabditis elegans* [J]. *Environmental Pollution*, 2019,246:578–586.
- [113] Fueser H, Mueller M T, Weiss L, et al. Ingestion of microplastics by nematodes depends on feeding strategy and buccal cavity size [J]. *Environmental Pollution*, 2019,255:113227.
- [114] Jåms I B, Windsor F M, Durance T P, et al., 2020. Estimating the size distribution of plastics ingested by animals [J]. *Nature communications*, 2020,11:1594.
- [115] 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 Science Europe*, 2019,30:1–10.
- [116] Zang H, Zhou J, Marshall M R, et al. Microplastics in the agroecosystem: Are they an emerging threat to the plant–soil system? [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2020,148:107926.
- [117] 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.
- [118] Yi M, Zhou S, Zhang L, et al. The effects of three different microplastics on enzyme activities and microbial communities in soil [J]. *Water Environment Research*, 2020, doi.org/10.1002/wer.1327.
- [119] 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.
- [120] 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.
- [121] Schlesinger W H, Dietze M C, Jackson R B, et al. Forest biogeochemistry in response to drought [J]. *Global Change Biology*, 2016,22:2318–2328.
- [122] Rubol S, Manzoni S, Bellin A, et al. Modeling soil moisture and oxygen effects on soil biogeochemical cycles including dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) [J]. *Advances in Water Resources*, 2013,62:106–124.
- [123] Veresoglou S D, Halley J M, Rillig M C. Extinction risk of soil biota [J]. *Nature Communications*, 2015,6:8862.
- [124] Wang W, Ge J, Yu X, et al. Environmental fate and impacts of microplastics in soil ecosystems: Progress and perspective [J]. *Science of the Total Environment*, 2020,708:134841.
- [125] Qi Y, Yang X, 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.
- [126] 廖苑辰,娜依依古丽·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*, 2019,40:4661–4667.
- Liao Y C, Nazygul J, Li M, et al. Effects of microplastics on the growth, physiological and biochemical characteristics of wheat (*Triticum aestivum*) [J]. *Environmental Science*, 2019,40:1–11.
- [127] Li L, Luo Y, Li R, et al. Effective uptake of submicrometre plastics by crop plants via a crack–entry mode [J]. *Nature Sustainability*, 2020, <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0567-9>
- [128] 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, Y N, et al. Uptake and accumulation of microplastics in an edible plant [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2019,64:928–934.
- [129] 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.
- [130] 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.
- [131] Sun X, Yuan X, Jia Y, et al. Differentially charged nanoplastics demonstrate distinct accumulation in *Arabidopsis thaliana* [J]. *Nature nanotechnology*, 2020, <https://doi.org/10.1038/s41565-020-0707-4>.
- [132] Lozano Y M, Rillig M C. Effects of microplastic fibers and drought on plant communities [J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54:6166–6173.
- [133] Rillig M C, Lehmann A, de Souza Machado A A, et al. Microplastic effects on plants [J]. *New Phytologist*, 2019,223:1066–1070.
- [134] Conti G O, Ferrante M, Banni M, et al. Micro- and nano- plastics in edible fruit and vegetables. The first diet risks assessment for the general population [J]. *Environmental Research*, 2020,187:109677.
- [135] Powell J R, Rillig M C. Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi and ecosystem function [J]. *New Phytologist*, 2018,220:1059–1075.
- [136] Maity S, Pramanick K. Perspectives and challenges of micro/nano plastics induced toxicity with special reference to phytotoxicity [J]. *Global Change Biology*, 2020,26:3241–3250.
- [137] Zhang S, Yang X, 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.
- [138] Shan J, Zhao J, Liu L, et al. A novel way to rapidly monitor microplastics in soil by hyperspectral imaging technology and chemometrics [J]. *Environmental Pollution*, 2018,238:121–129.

作者简介: 杨光蓉(1996–),女,贵州遵义人,重庆大学硕士研究生,主要从事新兴污染物对土壤环境的影响研究.发表论文 3 篇。