

DOI: 10.11766/trxb202007190402

李鹏飞, 侯德义, 王刘炜, 吴唯民, 潘仕镇. 农田中的(微)塑料污染: 来源、迁移、环境生态效应及防治措施[J]. 土壤学报, 2021, 58(6): 314–330.

LI Pengfei, HOU Deyi, WANG Liuwei, WU Weimin, PAN Shizhen. (Micro)plastics Pollution in Agricultural Soils: Sources, Transportation, Ecological Effects and Preventive Strategies[J]. Acta Pedologica Sinica, 2021, 58(6): 314–330.

农田中的(微)塑料污染: 来源、迁移、环境生态效应及防治措施

李鹏飞¹, 侯德义^{1†}, 王刘炜¹, 吴唯民², 潘仕镇³

(1. 清华大学环境学院, 北京 100084; 2. 斯坦福大学土木与环境工程系, 美国斯坦福 CA 94305-4020; 3. 浙江清华长三角研究院生态环境研究所, 浙江省水质科学与技术重点实验室, 浙江嘉兴 314006)

摘要:近年来, 继海洋中的微塑料污染受到广泛关注后, 土壤微塑料的环境风险逐渐受到重视, 有关微塑料对土壤生态环境影响的研究取得了积极进展。本文总结了迄今为止的有关农田土壤中(微)塑料的研究成果和进展, 阐明了当前国内外农田微塑料污染现状; 详细论述了农田土壤中(微)塑料的来源以及不同源对农田微塑料污染的潜在贡献; 对农田微塑料污染现有的研究方法尤其是采样方案和微塑料的提取技术做了较为详尽的分析和论证; 探讨了微塑料在土壤中的迁移、老化、与其他污染物的相互作用等环境行为和归趋, 以及由此带来的环境效应和生态风险, 并重点关注了微塑料污染对于农田土壤质量和食品安全带来的挑战; 最后列举了部分现有的微塑料污染防治策略及其对农田中微塑料污染防治的意义, 并对未来土壤中微塑料的研究方向进行展望。文章认为, 农田土壤的塑料与微塑料来自多种源头, 其中塑料固体废物尤其是农业地膜是农田中微塑料的主要来源之一。微塑料进入土壤后, 在外界物理、化学与生物等因素扰动或作用下, 会发生不同尺度的迁移转化甚至生物反应, 造成广泛的环境生态影响, 主要有对土壤理化性质、微生物群落、土壤动物、植物生长等的不利影响, 从而损害土壤健康, 影响农业生产和农产品质量; 此外, 细小的微塑料颗粒尤其是纳米塑料存在经由食物链向人体富集的潜在风险。塑料在土壤环境中可能被生物碎化与缓慢生物降解。考虑到微塑料在环境中的广泛分布, 持久性和生态风险, 结合各国现有的防治策略, 提出了相关的防治建议。

关键词: 农田土壤; 微塑料; 地膜; 生态效应

中图分类号: X53 **文献标志码:** A

(Micro)plastics Pollution in Agricultural Soils: Sources, Transportation, Ecological Effects and Preventive Strategies

LI Pengfei¹, HOU Deyi^{1†}, WANG Liuwei¹, WU Weimin², PAN Shizhen³

(1. School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 2. Department of Civil and Environmental Engineering, Stanford University, CA 94305-4020, USA; 3. Department of Environment in Yangtze Delta Region Institute of Tsinghua University, Zhejiang, Zhejiang Provincial Key Laboratory of Water Science and Technology, Jiaxing, Zhejiang 314006, China)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: houdeyi@tsinghua.edu.cn

作者简介: 李鹏飞(1994—), 男, 甘肃定西人, 硕士研究生, 主要从事土壤中微塑料的环境行为和生态效应研究。E-mail: li-pf19@mails.tsinghua.edu.cn

收稿日期: 2020-09-19, 收到修改稿日期: 2020-10-26; 网络首发日期(www.cnki.net): 2021-01-05

Abstract: In recent years, after the issue of microplastics (MPs) pollution in ocean has aroused extensive global concerns, environmental risks associated with MPs in the terrestrial ecosystems are gradually attracting the eyesight of the world environmentalists, and consequently a lot of researches have been done exploring effects of MPs on soil ecological environments with gratifying progresses. This article is trying to make a comprehensive review and summary of recent advances in the research on MPs in the agroecosystem, with focus on MPs in the farmland in relation to their source, environmental behaviors, analysis methodology, impacts on the environment and ecosystem, and directions of future researches. So in the first place, it described the current status of global MPs pollution, as well as their concentrations and distribution in agricultural soils, discussed potential sources of MPs and their contributions to MPs accumulation in farmlands, and then introduced sample preparation methods, especially soil sampling strategy and extraction of soil-borne MPs. Furthermore, the paper went on addressing the issues of MPs environmental behaviors in the agricultural ecosystems, such as migration, weathering, interactions with other pollutants and their fates, and the environmental impacts and ecological risks, especially potential challenges to soil health and food security, they might bright about. In the end, the paper listed the current preventive measures for control of MPs contamination with an argument on their potential contributions to prevention of the agricultural MPs pollution. This comprehensive review holds that MPs come into the farmland from multiple sources, with solid plastic wastes, like plastic mulching film, being one of the major contributors. Once entering the soil, under external disturbance or driving forces, including physical, chemical, biological factors, they accumulate, migrate and weather at a varying scale, creating significant ecological impacts on the soil environment, and even on physicochemical properties of the soil, microbial communities, soil biota, and plant growth, thus damaging soil health, and affecting agricultural production and quality of the produce. Besides, MPs pollution, especially that of nanoplastics, is posing a potential threat to human health via the food chain. Plastics in the soil may be fragmented biologically and subjected to slow biodegradation. Considering the ubiquitous distribution, persistence and ecological risks of MPs in the environment, the paper put forth some relevant suggestions for the decision-makers of the country in their efforts to control the problem, while citing as reference the MPs pollution prevention strategies of some other countries.

Key words: Agricultural soil ; Microplastics ; Plastic mulching film ; Ecological effects

石油基塑料因其优良的性能与低成本，在工农业生产和日常生活中广泛的应用^[1]。全世界的塑料产量呈现出持续增长的趋势，在 2018 年达到 3.59×10^8 t^[2]，其中大部分塑料是一次性使用。使用后的废弃塑料，除了少部分（6%~26%）被回收利用外，其余的塑料被排弃到环境中，造成污染^[3]。塑料废弃物进入环境后，在一系列环境因素（如紫外辐射、生物降解、物理风化和热应力等）的共同作用下，会进一步破碎成小颗粒，形成大量的次生源微塑料（粒径<5 mm）甚至纳米塑料（粒径<100 nm）^[4]。此外，工业生产、个人保护产品的使用（牙膏、洗面乳等的添加剂）和洗衣废水中的衣服纤维等向环境输出初生源微塑料^[5]。过去十几年中，有关微塑料的研究首先聚焦于海洋环境^[6]，近年来土壤塑料污染已受到关注^[7-8]。有研究报道，土壤中含有的微塑料大约较海洋中多 4 倍~23 倍^[9]。在陆地生态系统中，农田微塑料污染与人类活动密切相关。当前的研究已初步揭示了由于生产活动的引入（如污水灌

溉、农用薄膜的使用^[10]、生物污泥^[11]和有机肥的施用^[12]等）和环境介质（如雨水径流和空气）的传输，使农田成为各种塑料垃圾和微塑料的一个主要的污染汇^[13]。但尚缺乏有关源解析和各种源的贡献值的研究。塑料垃圾进入土壤中后，难于分解矿化，但容易逐渐破碎成微塑料颗粒^[14]。此外，在外界因素作用下（如降雨、翻耕、土壤动物扰动等），微塑料会在土壤中纵向或横向迁移^[15]。因其粒径小，容易被土壤动物如蚯蚓、蜗牛、蛴螬等摄食，威胁其健康^[16]；另一方面，塑料能够吸附富集污染物（如有机物、重金属等），形成生态风险^[17]。研究表明，高浓度的微塑料对土壤结构及理化性质、土壤动植物及微生物区系均有不良影响^[18-19]，而粒径更小的纳米塑料可能通过食物链的富集导致人体健康风险^[20]。此外，微塑料与纳米塑料还会通过地表向地下水、河流、湖泊、海洋中传输，从而产生更广泛的环境与生态问题^[21]。目前，对于其环境行为的研究大多仍停留在实验室阶段，与自然条件下多因素协同影

响存在较大差异；尚缺乏农田土壤中微塑料生态风险的系统性评估，尤其需要开展有关微塑料对于土壤健康和农产品质量安全影响的研究；此外，关于人体对微塑料与纳米塑料的暴露风险和毒理学特征还在研究之中。微塑料一旦进入土壤就会长期存在，微生物难以分解矿化，也很难清除^[22]。因此对微塑料污染农田土壤修复的必要性和可行性也有待探究。

由于土壤介质含有有机质和土壤矿物等复杂成分，对微塑料的分离和检测造成困难。基于此前的研究，已初步形成包括样品预处理、微塑料的分离、净化和检测在内的方法体系^[23-24]。但在更广泛的适用性和有效性方面依然存在一些局限，尚缺乏标准化的方法^[23]。本文旨在总结有关农田土壤中（微）塑料的研究进展，尤其是农田土壤中（微）塑料的来源和环境效应的研究成果，对未来的研究方向进行展望，并从塑料废弃物管理的角度对农田中微塑料污染的防控提出建议。

1 农田土壤中的（微）塑料污染来源

大量废弃地膜、遮阳网、农药包装等残留在农田中，自然条件下很难降解或消除，有估计能够在土壤中存留几十年甚至上百年^[25]。但在多种环境因素的作用下，塑料的结构、表面特性和机械性能等将会发生改变；大块的塑料残渣逐渐破碎成不同尺寸的碎屑和微塑料，甚至粒径更小的纳米塑料^[26]。

农田覆膜耕作中常用低密度聚乙烯（LDPE）薄膜^[13]，其具有保温、保湿、保墒和抑制杂草等作用，对于提高农作物产量有利，因此在中国与世界许多国家广泛应用^[25]。2017年，中国农用地膜使用量高达140.4万t，约占世界总量的70%；覆盖面积近 $1.77 \times 10^7 \text{ hm}^2$ ，为世界总覆盖面积的90%^[25-26]。中国农用塑料薄膜和地膜的使用量2016年基本达到峰值，之后逐渐下降（图1），这可能与《土壤污染防治行动计划》强化对农用地膜使用和回收过程的监管有关。虽然地膜的使用对农业增产作出了巨大贡献，但同时也产生了严重的“白色污染”^[27]。有研究显示，由于缺乏有效的回收机制和厚度过小等原因，中国农用地膜的回收率不足60%^[26]，农膜残留量一般为 $60 \sim 90 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ，最高可达到 $165 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ，而且会随着使用年限而增加^[28]。有研究表明，土壤中微塑料的浓度与农膜的使用强度和年限呈显著的正相关^[10]。大量的残留地膜对农田生态系统和周围环境造成了诸多不良影响。

农药、化肥包装是农田塑料废物的另一来源。中国作为农业大国，目前化肥和农药使用量和程度远高于世界平均水平，使用后会产生大量的塑料包装。2014年中国农药使用量达到峰值 $1.81 \times 10^6 \text{ t}$ ，之后逐渐下降，2019年为 $1.46 \times 10^6 \text{ t}$ 。每年在农药施用后废弃的包装多达 1×10^{10} 个，其中大部分为塑料袋材质^[29]。这些包装因集中回收存在困难，在废弃之后大部分会残留在田间地头或附近水体中。2018年

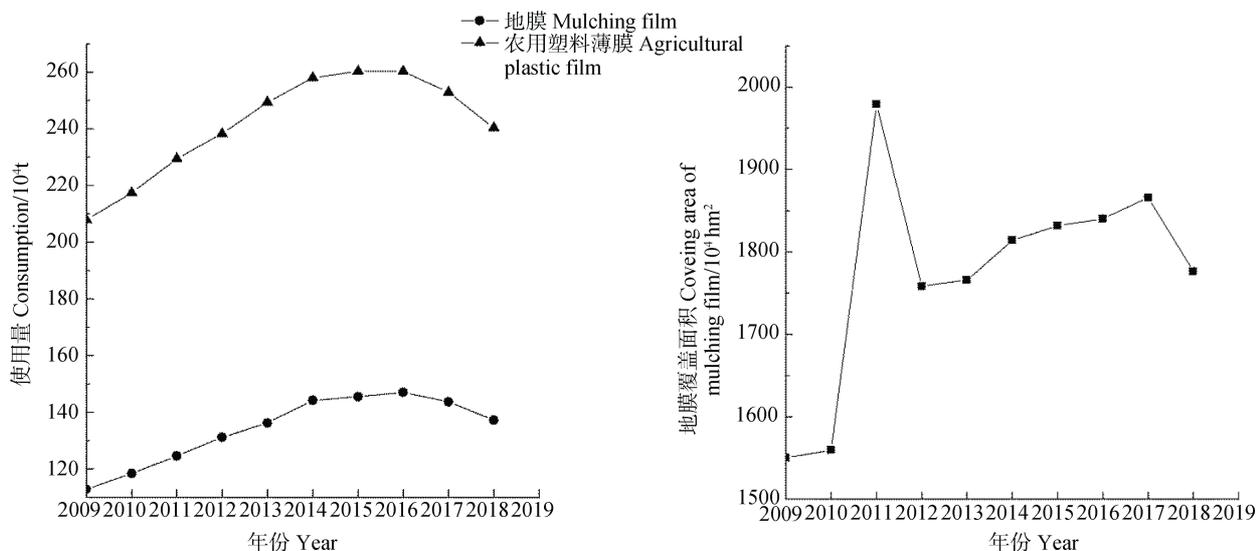


图 1 中国近 10 年农用地膜的使用量和覆盖面积

Fig. 1 Statistics of consumptions and covering areas of mulching film in China in the recent decade

中国化肥的使用量高达 5.65×10^7 t (折纯量), 包装主要采用聚丙烯和聚乙烯材质的编织袋, 一般化肥净含量为 40~50 kg 的编织袋重量为 100~140 g, 由此产生的包装废弃物达 15 万 t 左右。

近年来随着农村经济的发展和水平的提高, 生活垃圾的产生量也出现较快增长 (年均 4%)。当前, 中国的农村生活垃圾年产生量超过 2.8×10^{10} t, 而且将继续增加。就其组分而言, 塑料类大约占 8.78%, 且存在地域差异^[30]。据中华人民共和国农业农村部最近发布, 农村生活垃圾收运处置体系已覆盖全国 90% 以上的行政村^[31]。目前虽然大有改善, 但在欠发达地区依然存在处理不规范和相应的次生环境问题等, 而且偏远的农村地区生活垃圾的收运和无害化处理依然面临挑战^[32]。被随意丢弃的塑料垃圾会随着雨水的冲刷或风力的携带进入农田。

农业灌溉是微塑料进入农田土壤中的一个重要途径。一方面, 在可供灌溉的地表淡水水体如河流、湖泊中均发现了微塑料的广泛存在^[33]。另一方面, 由于水资源分布的不均匀, 污水灌溉在世界多地尤其干旱半干旱地区具有重要应用^[34], 而污水中具有更高浓度的微塑料^[35]。据估计, 世界农田污灌面积超过 2.0×10^7 hm^2 , 约占总灌溉面积的 10%, 而且仍有发展空间。目前世界每年污水排放量超过 330 km^3 , 理论上可能直接或经处理后用于 4.0×10^7 hm^2 农田的灌溉用水^[36]。污水灌溉能够在很大程度上缓解用水危机, 但同时污水中所含的多种污染物将在灌溉过程中进入土壤。生活污水中包含大量来自洗衣废水和个护产品中以及在下水道系统中生成的微塑料。在未经处理的污水中, 微塑料的浓度可达 $1\ 000 \sim 627\ 000 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-3}$ ^[22], 二级处理后出水中微塑料的含量一般在 $100 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-3}$, 有的多达 $125\ 000 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-3}$; 经过超滤膜过滤后可降低至 $0 \sim 50 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-3}$ ^[37]。

剩余污泥的施用也会向农田中引入微塑料。数据显示^[38], 2017—2018 年, 全球主要经济体污泥产量: 美国约 3.8×10^7 t, 欧盟 4.4×10^7 t, 中国 5.5×10^7 t。剩余污泥常用做肥料与土壤改良剂, 在欧洲和北美, 剩余污泥的农田施用率往往超过 50%, 中国的污泥处理方案以填埋为主, 农用率为 20% 左右^[39]。最近的研究显示, 污水中 90% 的微塑料将被会富集在剩余污泥中^[40]。据报道, 剩余污泥中微塑料的浓度可达 $1\ 500 \sim 24\ 000 \text{ ind} \cdot \text{kg}^{-1}$, 常见的有聚乙烯 (Polyethylene, PE)、聚丙烯 (Polypropylene, PP)、

聚氯乙烯 (Polyvinyl chloride, PVC)、聚对苯二甲酸乙二醇酯 (Polyethylene terephthalate, PET)、聚苯乙烯 (Polystyrene, PS)^[41]。根据污泥的施用率和污泥中微塑料的负荷, 估计每年欧洲和北美农田土壤中因污泥施用将会分别引入 $63\ 000 \sim 430\ 000$ t 和 $44\ 000 \sim 300\ 000$ t 微塑料, 澳洲为 $2\ 800 \sim 19\ 000$ t^[22]。一项调查中国 11 个省 28 家污水处理厂污泥的研究指出, 污泥中微塑料含量为 $1\ 600 \sim 56\ 000 \text{ ind} \cdot \text{kg}^{-1}$, 中值 $22\ 700 \text{ ind} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[42]。

生物堆肥因其绿色和经济性, 在固体废物处理和农业生产中具有重要应用。行业报告显示, 中国 2018 年有机肥产量上升到 1.381×10^7 t^[43]。在用于堆肥的固体废物中, 常含有部分塑料垃圾。这些塑料制品在破碎、机械筛分和翻堆等处理过程中会形成微塑料。有调查发现, 堆肥产品中塑料类物质含量达 $2.38 \sim 80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 微塑料有 $895 \text{ ind} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[12]。因此, 有机堆肥的施用是微塑料进入土壤中的又一潜在途径。

此外, 在生活垃圾缺乏妥善处理的区域会出现塑料垃圾风化破碎后的塑料残留碎屑; 公路沿线由于橡胶轮胎的磨损也产生细微颗粒; 化学纤维制品如衣物床用品会产生微纤维粉尘, 这些会使扬尘中含有大量的微 (纳米) 塑料颗粒。在风力的携带下, 这些微 (纳米) 塑料会悬浮在于空气中并实现跨区域的传输。Dris 等^[44]测得法国巴黎空气中微塑料的沉降率为 $29 \sim 280 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 。上海地区每年的微塑料沉降率为 120.7 kg , 空气中含量为 $0 \sim 4.2 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-3}$ ^[45], 这些空气污染物也容易随着沉降进入农田^[22]。

图 2 显示了上述农田 (微) 塑料污染的多种源头和污染机制, 其中, 农用塑料薄膜主要在干旱半干旱地区、高寒地区和大棚蔬菜主产区等地应用广泛。除了风化剥落产生的微塑料, (微) 塑料的残留量主要取决于塑料薄膜的回收情况; 农药等的包装属于有害垃圾, 在部分地区已建立了相关回收机制, 但仍存在问题; 农业灌溉和大气沉降对于农田中微塑料的引入比较普遍, 但具有一定的累积效应; 剩余污泥对微塑料源的贡献主要取决于剩余污泥的农用率和相关部门采取的处理处置策略; 生物堆肥主要在小规模家庭农业和有机农业中具有广泛应用; 而生活垃圾堆、公路沿线的轮胎磨损等对于农田中微塑料源的贡献主要发生在临近区域。表 1 给出了部分研究中测得的农田土壤中微塑料浓度。其中,

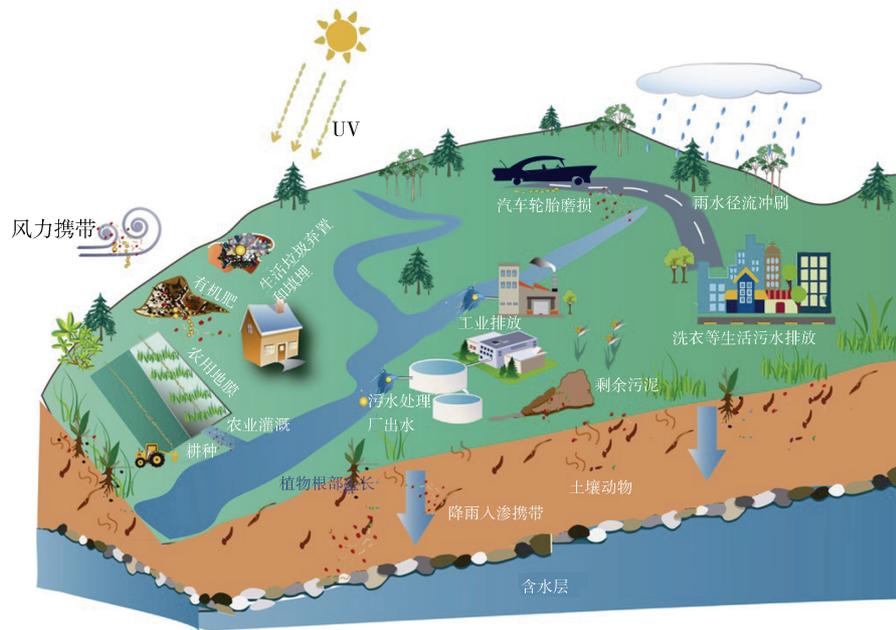


图 2 土壤中微塑料的来源和迁移

Fig. 2 Sources, migration and fates of microplastics in soil

表 1 农田中微塑料的丰度

Table 1 Abundance of microplastics in agricultural soil

地区 Region	微塑料浓度 Concentration of MPs (ind·kg ⁻¹ dw)	主要粒径 Major size range/mm	主要聚合物类型 ^① Type of polymers	取样深度 Sampling depth/cm	背景 Background	参考文献 Reference
新疆	80.3 ± 49.3 308 ± 138.1 1 075.6 ± 346.8	~5	PE	0~40	使用地膜 5 年 使用地膜 15 年 使用地膜 24 年	[10]
陕西	1 430~3 410	~0.49	PE、PP、 PVC、PET	0~10	部分研究区域有使用地膜等塑料制品	[46]
东北地区	0~800	>0.1	PE	0~30	郊区农田	[47]
西南地区	7 100~42 960	0.05~1	/	0~10	塑料温室土壤	[48]
武汉	320~12 560	~0.2	PA、PP、PS	0~5	郊区菜地，有塑料废弃物残留	[49]
杭州	503~2 760	~1	PE、PP	0~10	80%的研究区域有使用地膜	[50]
上海	78.00±12.91 62.50±12.97	~1	PP、PE	0~3 3~6	有地膜使用史	[51]
德国	0.34 ± 0.36	1~5	PE、PP、PS	0~5	采用传统耕作方式	[22]
西班牙	2 030 ± 1 310 5 190 ± 2 630	0.15~0.25	PP、PVC	0~30	无污泥施用史 有污泥农用史	[40]
智利	600~10 400	~2	ACR、PES、尼龙、 LDPE、PVC	0~25	不同的污泥使用率	[41]

①PE, 聚乙烯 Polyethylene; PP, 聚丙烯 Polypropylene; PVC, 聚氯乙烯 Polyvinyl chloride; PET, 聚对苯二甲酸乙二醇酯 polyterephthalate; PA, 聚酰胺 Polyamide; PS, 聚苯乙烯 Polystyrene; PES, 聚酯 Polysulfone; LDPE, 低密度聚乙烯 Low-density polyethylene; ACR, 丙烯酸树脂 Acrylic。

每千克（干重）土壤中最高达 42 960 个，取自塑料温室内土壤。经对比研究，有地膜和污泥使用历史的农田土壤中，微塑料的浓度显著高于只采用传统耕作方式的农田，且与使用年限呈正相关。从地区差异来看，中国的农田（微）塑料污染主要由农用薄膜残留导致，而欧洲多地则是因为污泥的农用。

2 样品采集与微塑料的分离

采集样品时，由于土壤介质的非均质性和复杂性，加之微塑料粒径差异比较大，根据不同的研究目的制定合适的采样方案至关重要^[23]。一方面，除了公路沿线、临近生活垃圾堆等特殊场景，农田微塑料污染具有典型的面源污染特征。另一方面，因为各种动力因素，尤其农业耕作等会让其在耕作层（0~40 cm）不同深度出现浓度分布^[10]。因此，要完整刻画农田中微塑料的空间分布，在采样方案中至少应考虑采样点的数量及其平面分布，以及土壤剖面不同深度样品的采集三个层面。同时，为了克服这种异质性，在一个采样点取多份平行样或将其等量均匀混合形成复合样品是必要的。

采样点的布设，根据不同情形可采用专业判断法、随机布点法和系统布点法。专业判断法主要基于已经掌握的研究区域背景、污染物分布信息及专家经验来判断和选择采样位点。该方法适用于某些特定情形下的问题研究和假设，例如位于公路沿线、低洼地带或者临近生活垃圾倾倒点等易形成微塑料聚集的农田土壤^[23]。缺点在于其准确性主要取决于问题假设和背景信息解析的正确性，且易受主观因素的影响。采用随机布点法时，每个采样点的选取均认为是相互独立且等可能的。对于土壤中的微塑料而言，虽然其很难达到分布均匀这一前提，但随机布点法依然可以满足农田这一特定用地类型下的对比研究。系统布点法根据所需样点数量将研究区域均匀分成若干面积相等的小块，在每个小块的中心位置或网格的交叉点处布设一个采样点进行采样。这种布点方法在农田土壤采样中具有良好的代表性，不会受到背景信息和主观评估的影响，而且有利于比较不同区域或用地类型下微塑料的浓度^[52]。

采样点数量是衡量农田土壤中微塑料污染空间分辨率的另一个重要层面，但目前有关的论述还很

少。一般而言，样点数量越多，空间分辨率越高，结果也越准确。但在制定采样方案时，应根据研究的问题和研究区域大小，同时考虑成本等因素确定最佳的样点数量^[52]。

为刻画农田土壤中微塑料浓度的垂直分布或研究微塑料在土壤动力因素作用下的纵向迁移，需通过钻探或土壤剖面采集相应土层的样品^[52]。之前有多项研究对表层 0~10 cm 土壤中的微塑料浓度进行了考察，但没有论证这一采样深度的合理性^[23-24]。Corradini 等^[41]检测了农田耕作层（0~25 cm）混合土样中的微塑料浓度，没有分层采样。Huang 等^[10]采集 0~40 cm 的有多年地膜使用背景的农田土样，并分为 0~5 cm、5~20 cm、和 20~40 cm 三层进行了微塑料浓度的测定，发现 0~40 cm 的土壤样品中均有微塑料检出，且中间层高于浅层和深层土壤。

为了对微塑料做进一步的分析，首先需要在尽量不破坏其结构的情况下将其从土壤介质中进行有效的分离并移除其他杂质。常用的分离方法包括以下几种，其优缺点和适用性见表 2。

1) 人工分离。包括筛分和借助显微镜、镊子等进行的手动分类。常作为后续高效分离过程的预处理步骤^[24]。

2) 静电分离。土壤矿物和其他颗粒具有导电性，而塑料不导电，利用这一静电性质的差异，能够在外加电场下实现二者分离。作为一种新的分离技术，在不损失任何微塑料的情况下能够排除 99% 的其他杂质，对 63 μm ~5 mm 的微塑料回收率可达 90%~100%^[53]。

3) 密度分离。从环境介质中分离微塑料最常用的一种方式。该方法是将样品经预处理后加入高密度的饱和盐溶液如 NaCl ($\rho=1.2 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$)、 ZnCl_2 ($\rho=1.6\sim1.7 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$)、NaI ($\rho=1.8 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$)、 $\text{Na}_6[\text{H}_2\text{W}_{12}\text{O}_6]$ ($\rho=1.4 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$)、 NaH_2PO_4 和 NaBr ($\rho=1.55 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$) 中，利用塑料与土壤矿物成分密度的差异，使微塑料等密度较小的成分浮在上层，并作进一步分离。根据这一原理，出现了形式多样的分离装置和改进技术，从而使分离过程变得更加快捷、高效^[54-55]。此外磁性密度分离对微塑料的分离也可能有一定的适用性。该法是在盐溶液中加入铁磁胶体，从而形成自上而下递增的纵向密度梯度，将不同密度的物质分离。

表 2 土壤中微塑料的分离技术、优缺点及适用性

Table 2 Methods for the extraction of microplastics from soil samples

方法	优点	缺点	适用性
Method	Advantage	Disadvantage	Applicability
人工分离 ^[24]	简单易行, 能分离出土样中的宏观塑料颗粒和较大尺寸的微塑料	有效辨识度和准确度低, 且比较费时费力	常配合筛分, 进行微塑料的预分离, 要求土样干燥且分散均匀
静电分离 ^[53]	操作简易、快捷, 对某些类型土壤中的微塑料具有很高的分离效率	技术的应用受土壤有机质、微塑料性质的影响; 此外, 分离前需要对样品进行分散和干燥处理, 且无法有效分离小粒径的微塑料颗粒	适用于分散性较好的砂质土壤中老化程度较低微塑料颗粒的分离
密度分离 ^[54]	对于一定密度的微塑料具有较高的分离效率, 操作简便, 且成本较低	部分饱和盐溶液密度较小, 不能满足密度较大的微塑料的分离; 高密度的饱和盐溶液如多钨酸钠价格高昂, 碘化钠具有毒性; 此外, 比较耗费时间	具有广泛的应用, 适用于土壤样品中大部分微塑料的分离, 对土壤样品无特殊要求
加压流体萃取 ^[56]	可实现自动分离检测以减少人力, 以及成本等方面的优势	不能有效区分微塑料颗粒的尺寸和形态差异, 而且对树脂和一些黏合剂塑料的适用性还有待验证	适用不同土壤类型, 可配合热分析使用

为提高密度分离的有效性和消除对后续检测结果的影响, 去除微塑料表面的有机杂质十分必要。常用的方法有酸处理、碱处理、氧化剂和酶分解(如

表 3)。在众多处理方法中, 芬顿氧化既能有效去除有机质, 对微塑料的破坏程度又最低, 是比较理想的一种处理方式^[57]。

表 3 从环境样品中分离微塑料时有机物的去除方法

Table 3 Methods for separation of microplastics while removing organics from environmental samples

方法	处理剂	适用性	可能存在的问题
Method	Reagent	Applicability	Possible deficiencies
酸处理 ^[58]	HNO ₃ , HCl, HClO ₄	适用于沉积物和生物样品中有机物的去除	去除效率随微塑料种类存在较大差异, 对微塑料可能具有一定破坏性
碱处理 ^[57]	NaOH, KOH	适用于生物样品, 比酸处理温和, 不会降解塑料	有可能破坏一些微塑料, 不能去除不溶于碱的有机物
酶解 ^[59]	蛋白酶 K, 蛋白酶 A-01, 脂肪酶, 纤维素酶	适用于废水和生物样品, 比酸处理温和, 不会降解塑料	成本较高, 对尼龙、PE 和 PVC 等的形貌造成破坏, 对土壤中有有机物的去除效果待验证
氧化 ^[55, 60]	H ₂ O ₂ (30%)	可用于复杂环境介质如污泥、沉积物和土壤等	可能破坏聚乙烯和聚丙烯材质的微塑料

浮选也是常用的一种基于密度差异的固液分离方法。其中, 全油浮选是利用大多数微塑料表面的亲油特性和油水的密度差, 向土壤样品中加入水和油剂搅拌, 从而使塑料黏附于油层与沉积的亲水性矿物分离^[61]。泡沫浮选取决于物质的密度和表面的疏水性。通过充气搅拌, 产生大量弥散的气泡, 选择性地附着在疏水性更高的微塑料颗粒上并携带它们向上运动, 从而将它们与密度较大、疏水性较低的基质分离。然而, 根据 Imhof 等^[62]的研究, 泡沫浮选从沉积物中分离出微塑料的平均效率非常低 (55%±28%), 并且对不同类型的聚合物的效果差异很大。

4) 加压流体萃取。Fuller 和 Gautam^[56]开发了一种基于加压流体萃取 (PEE) 的方法来测量环境样品中的微塑料。他们使用该方法从土壤样品中分离微塑料并取得了较好的效果。Dierkes 等^[63]将加压流体 (四氢呋喃) 萃取的方法与预处理方法相结合, 并耦合了 pyr-GC-MS, 对土壤和沉积物样品中的微塑料进行分离检测, 实验所得到的检出限为 0.007 mg·g⁻¹, 回收率达到 80% 以上。

5) 其他分离技术。其他分离技术还包括淘洗、磁力分选等。淘洗是使用向上的气体或液体流将较轻的颗粒与较重的颗粒分离的过程, 因此可以用来

去除土壤样品中的矿物成分，并作为密度分离的预处理过程，从土壤中分离出微塑料^[55]。磁力分选是基于微塑料表面疏水性的从环境样品中分离微塑料的方法。首先使用疏水性烃化合物，如十六烷基三甲氧基硅烷（HDTMS）活化铁纳米颗粒，从而使铁纳米颗粒与微塑料表面结合，然后利用磁铁提取。该方法的缺点有：土壤有机物中如存在的亲脂性物质可能导致非特异性结合，从而会降低该方法的有

效性。此外，在分离过程中可能导致一些微塑料颗粒碎裂^[64]。

微塑料的检测和分析是对环境中的微塑料进行定量和定性研究。主要包括：物理形态表征、化学组分鉴定和定量分析 3 个方面。根据技术特点可分为目视鉴别法、光谱法和热分析法等^[65]。之前已有大量综述对相关检测手段进行了论证，在此只列出常见的检测方法及其适用性的简要描述（图 3）。

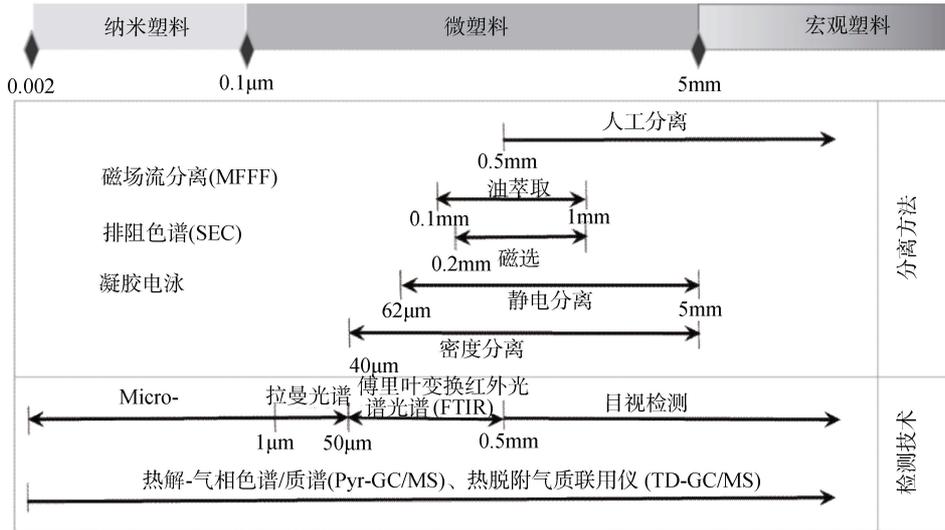


图 3 土壤微塑料分离和检测技术及其适用性

Fig. 3 Methods and applicability for separation and identification of microplastics in soil samples

3 农田土壤中微塑料的迁移与污染机制

农田生态系统与自然环境存在广泛的物质交换和多种相互作用。其中，太阳辐射、风力作用以及降水等为微塑料在环境中的迁移和老化提供了主要的自然动力。此外，农田也是人类活动比较密集的场所，整个农业生产过程如土地翻耕、施肥、覆膜、灌溉、除草、收获等过程都会对耕作层土壤形成扰动，从而加速微塑料的迁移。土壤本身作为一种多孔介质，在微塑料进入以后，在雨水淋滤等过程中有可能通过土壤孔隙发生自然的迁移^[22]。这一迁移过程受微塑料本身性质（如疏水性、表面风化程度和尺寸等）和土壤性质的影响^[7]。同时，在植物根系生长、土壤动物扰动下也将发生迁移。已有的研究表明，土壤动物（如蚯蚓、弹尾目昆虫、螨虫）会通过吞食和排泄、打洞或肢体黏附等行为对微塑料的迁移和分布施加影响^[15, 66]；农业操作对微塑料迁移的影响主要发生在土壤表层 0~30 cm^[67]。除了

以上因素，由于干旱形成的地面裂缝也会成为微塑料的迁移通道。我们近来的研究证明，微塑料在砂性土中的纵向迁移受微塑料粒径与由于降雨引起的干湿循环的影响。粒径越小，干湿循环频度越高，纵向迁移速度越快^[68]。由于纵向迁移的存在，微塑料将进入深层土壤。

微塑料被认为是一种有害的污染物质，一方面是因为塑料本身的物理化学特性和含有增塑剂等有害成分，会对土壤健康和植物生长等造成直接的影响，而且有潜在的沿生物链富集的风险；另一方面，因为其粒径小，有较大的比表面积与疏水性，可能吸附并富集多种有毒物质成为其载体，从而对生态环境造成不良影响^[16]。而微塑料在环境中的老化会进一步增强其反应活性，恶化两种机制下的环境问题。在微塑料老化的过程中，其尺寸、比表面积、机械性能、表面电荷和含氧官能团（羟基、羰基和碳氧键）等物理化学性质等将会发生变化，从而改变其对于污染物的吸附特性。同时，由于增塑剂、

抗氧化剂、阻燃剂重金属等添加成分仅以物理作用与聚合物结合,因此在老化和裂解过程中也很容易释放到环境中^[69]。尤其双酚 A、邻苯二甲酸酯、多溴联苯醚等均是具有毒且具有内分泌干扰性的有害物质^[70]。Wang 等^[71]关于南京一片菜地中邻苯二甲酸酯浓度的调查研究证实,塑料薄膜的使用是土壤中邻苯二甲酸酯的主要来源。虽然以上物质能够被土壤微生物缓慢降解^[72],但大量积累会造成污染问题。此外,微塑料的老化与降解过程也将伴随着聚合物单体的释放^[73],这些单体与添加剂有可能产生更复杂的协同效应。

微塑料对有机物和重金属等污染物具有较强的吸附作用是其另一重要的环境风险因素^[74]。Hüffer 和 Hofmann^[75]的研究表明,污染物的疏水性是影响微塑料对其吸附性的主要因素。农田生态系统中,微塑料容易吸附杀虫剂等有机农药和多环芳烃等污染物并发生富集^[70, 76]。微塑料对重金属的吸附主要与微塑料老化程度有关,老化程度越高、越能吸附重金属离子^[77]。目前,世界多地农田土壤重金属污染形势严峻,对粮食安全形成威胁^[78]。据 2014 年 4 月 17 日的《全国土壤污染状况调查公报》显示,中国耕地土壤重金属等污染物点位超标率达 19.4%,污灌区超标率高达 64.8%^[79],而污灌区也存在比较严重的微塑料污染,这为二者的相互作用提供了更大可能。这些吸附和富集过程中,微塑料作为重要载体对这些污染物的迁移和分布产生影响,进而对土壤环境中的微生物和动物甚至人体形成暴露风险^[80]。

4 环境风险和生态影响

进入农田中的微塑料在环境因素的长期作用下将逐渐裂解,导致其粒度变小,比表面积和表面官能团、辛醇/水分配系数等增加。因此对于土壤中一些组分将具有更强的吸附性和反应性,从而在一定程度上改变土壤的化学性质^[76]。此外,高浓度的微塑料将作为一种外来组分,对土壤的其他理化性质造成影响^[81]。例如, Machado 等^[82]的研究表明,微塑料会影响土壤的容重,持水能力、水稳性团聚体的粒径分级以及与微生物之间的功能关系等。Wan 等^[83]的研究也表明了地膜残屑会为水分运移提供渠道,从而增加土壤水分的蒸发率。而且小粒径(2 mm)的微塑料对蒸发率的影响大于粒径较大的微塑料和

塑料碎片(5 mm 和 10 mm)。此外,可能由于土壤结构完整性被破坏,用大粒径微塑料处理过的土壤表面观察到干燥开裂。另一方面,长期使用 PE 地膜可以增加土壤水分含量与改变 pH,有利农作物,但残留的塑料废渣会带来问题。这些结果将影响土壤水分的循环和土壤养分的运移和吸收^[18],从而对作物生长产生不利影响。

微塑料对土壤微生物群落的影响主要有两个途径,一是通过改变土壤的理化性质而改变微生物的生存环境,对微生物产生胁迫^[84];二是微塑料本身为微生物提供附着载体^[2, 85],或增塑剂的释放影响其生长等^[5]。Huang 等^[86]关于 LDPE 对微生物群落组成和酶活力的研究表明,PE 的加入能显著提高脲酶和过氧化氢酶的酶活性,16S-rRNA 高通量测序结果显示土壤微生物的 α 多样性(丰度,均匀度和多样性)并没有显著变化,但多样性指数明显低于对照组。除了传统的微塑料,生物可降解的微塑料对土壤环境的影响近年来也受到关注。Chen 等^[9]的研究表明,生物可降解的微塑料对微生物多样性和群落组成没有显著影响,但会影响不同物种之间的相互作用。

土壤动物是土壤生态的重要组成部分,对于改善土壤结构、促进营养元素和其他物质循环具有重要作用,也会影响土壤微生物的生物量及土壤酶活性。因此在农田生态系统中,蚯蚓等土壤动物在维持土壤健康、提高耕地土壤质量和促进作物生长具有重要意义。有研究表明,塑料地膜降低了土壤无脊椎动物的种群^[87]。在其摄食的过程中会将微塑料吞入体内。一些会经过肠道消化后随粪便中排出,另一些会在体内进行富集,从而对其健康和生命造成威胁^[88]。Huerta 等^[89]研究了微塑料(PE, <150 μm)对蚯蚓的健康和存活情况的影响。结果表明高浓度的暴露会降低蚯蚓的生长速率和增加致死率,并且在粪便中发现了微塑料的富集。此外还有多项研究也进一步证实了高浓度的微塑料暴露对蚯蚓的生存具有不良影响^[90]。土壤动物也可能降解和消化吞食的微塑料,对减少微塑料有利。Huerta 等^[91]报道了一项接种取自蚯蚓肠道的细菌降解 LDPE 微塑料的试验。发现 21 d 后,试验砂质土壤中的 LDPE 微塑料的粒径和含量明显降低,显示可能发生了生物降解。但迄今蚯蚓能否在肠道内生物降解塑料尚无报道。Song 等^[92]以陆生蜗牛 *Achatina fulica* 为对象,

研究了通过摄食 PET 微塑料纤维所形成的健康风险，发现微塑料纤维直径减小，可能消化或部分降解 PET；但发现蜗牛的肠道也受到损伤。进一步研究发现，陆生蜗牛咬食聚苯乙烯（PS）泡沫塑料后能够在肠道内部分降解 PS^[93]。除了摄食，有研究观察到微塑料会进入并堵塞一些土壤动物的洞穴，使其受困并威胁到其生存^[94]。

微塑料对于植物生长的影响，一方面在于对土壤生态的损害，如对土壤理化性质、微生物群落、土壤动物等的负作用^[81, 95]。另一方面，由于微塑料对植物种孔和根须表层的物理的阻塞会降低其发芽率或阻碍根的生长和发育^[96]。对于纳米塑料，也可能被植物根部吸收并在体内富集^[97-98]。此外，微塑料也会与重金属等污染物产生协同作用对植物生长产生不利影响^[2, 99]。这些因素都将对农业生产和农产品质量带来风险挑战。

已明确的微塑料对人体健康的潜在危害主要在于部分结构单体（如双酚 A）、增塑剂和其他有害添加剂^[100]。农用塑料制品的使用也使这些物质进入农田土壤，并被作物吸收而造成食品安全风险^[71]。目前关于微塑料与纳米塑料对人体的毒理性研究还非常少，因此缺乏直接的有关微塑料暴露对人体健康风险的证据，而主要的关注点在于食物链的传输^[20]。Huerta 等^[101]的研究为微塑料沿食物链（土壤-蚯蚓-鸡）传输和富集提供了实证，因此对鸡的食用会为人摄入微塑料提供可能的途径。最近的一项研究^[96]显示，聚苯乙烯（PS）微塑料可以被莴苣的根吸收，然后转运到茎和叶，在人食用蔬菜时，这些微塑料将进入人体后，是否对人体健康产生影响有待进一步研究。

从目前来看，关于农田土壤中微塑料对土壤动物、植物及微生物的影响的考察还主要在实验室设定的高浓度暴露条件下（见表 4），比较缺乏实际背景浓度和微塑料种类对农田土壤生态和作物生长影响的研究以及长远风险和有害性评估。

5 农田微塑料污染的防治措施

经过近几年的研究，环境科学界对微塑料的环境行为及生态风险都有了更加深入的认识。2015 年海洋塑料污染被联合国环境大会列为重大全球环境问题，已成为一个全球性挑战^[106]。从目前来看，尚缺乏专门针对农田土壤中微塑料污染的防治措施，

但普遍认为开发可生物降解的塑料制品作为替代物；发布“限塑令”限制初生微塑料和塑料制品的使用；回收和妥善处理塑料垃圾并对海洋、陆地中的塑料垃圾存量进行一定的清除^[106]。这些措施将对微塑料的源头控制并切断向农田土壤中传输、累积的途径方面产生积极作用。近 10 年，可生物降解塑料的产业化已有飞速进展，在替代农用塑料薄膜方面具有很好的发展前景。

5.1 污染控制与生物降解研究

农田中微塑料的污染属于面源污染，因此具有分布广泛但浓度偏低的特点，而且土壤中的微塑料因为赋存介质的复杂性，对其进行清理和修复更具挑战性。目前，首先要做的是源头控制，减少进入环境的微塑料总量。作为修复技术，目前虽然对土壤中的微塑料已有多种分离和提取的实验室方法，但都无法适应更大规模的应用，对微塑料的清理还缺乏有效的技术支持。在控制源头的基础上，天然和人工强化的生物或微生物修复可能更有效。近年来在石油基塑料的微生物降解方面有许多新发现，有可能开发新的降解与资源回收技术。也有研究者已经富集分离了来自自然环境的多种细菌、霉菌、真菌，它们能够降解主要塑料包括 PE、PP、PVC、PET、PUR 和 PS，降解速率以周计算^[107]，推测塑料可能在环境中能较以前推测快的速率在环境中缓慢生物降解。例如 PET 降解酶能水解 PET 塑料为单体回收^[108]；昆虫幼虫如黄粉虫能够在 12~24 h 的肠道停留时间内降解大约 1/2 的摄入的 LDPE、PS 和 PVC^[109-110]；土壤、蚯蚓与昆虫肠道中分离的微生物能够降解微塑料（PS、PE、PET），这为农田微塑料污染的风险管控或原位生物修复提供了可能^[111]。

5.2 发展可生物降解塑料产品

可生物降解塑料已经进入产业化。在有足够的湿度、氧气与适当微生物存在的自然掩埋或堆肥条件下，可被微生物所代谢分解矿化产生水和二氧化碳或甲烷。目前有两类基本的可生物降解塑料，一类来源于可再生原料如玉米等农业产品，其代表产品为聚乳酸酯（PLA）；另一类来源于石油化工产品的可生物分解塑料^[112]。以淀粉等天然物质为基础的生物降解塑料目前主要包括以下几种产品：聚乳酸（PLA）、聚羟基烷酸酯（PHA）、淀粉塑料。年产量达 25 万 t 以上的有 PLA，由淀粉发酵成的乳酸为原料，可制地膜、包装材料等。但在常温中需要约 25

表 4 土壤中微塑料对生物的影响相关研究

Table 4 Previous studies on impacts of microplastics on soil organisms

微塑料种类 ^①	粒径	浓度	实验生物	毒性效应	参考文献
Type of MPs	Size distribution	Concentration	Species	Toxicological impacts	Reference
PS	58 μm	0、0.25、0.5、 1、2% (w/w)	蚯蚓 (<i>E.Foetida</i>)	低浓度暴露 ($\leq 0.5\%$), 对蚯蚓的健康影响 很小, 但高浓度暴露 (1%和2%) 会减缓其 生长并增加致死率	[13]
LDPE、淀粉基生 物可降解塑料	LDPE: 长 $6.92 \pm 1.47 \text{ mm}$, 宽 $6.10 \pm 1.39 \text{ mm}$ 可降解塑料: 长 $6.98 \pm 1.61 \text{ mm}$, 宽 $6.01 \pm 1.31 \text{ mm}$	1%	小麦、蚯蚓 (<i>L. terrestris</i>)	在营养生长和生殖生长期, 宏观和微塑料残 留物对小麦植物的地上部分和地下部分都 有影响。与聚乙烯相比, 可生物降解的塑料 覆盖膜表现出更强的负面影响	[21]
PLA、HDPE、 合成纤维	HDPE: $0.48 \sim 316 \mu\text{m}$, 平均 $102.6 \mu\text{m}$; PLA : $0.6 \sim$ $363 \mu\text{m}$, 平均 $65.6 \mu\text{m}$; 纤维: 短 ($< 2 \text{ mm}$)、中 ($2 \sim 7 \text{ mm}$)、 长 ($> 7 \text{ mm}$)	HDPE、PLA 0.1% (w/w) 合成纤维 0.001% (w/w)	黑麦草、蚯蚓 (<i>Aporrectodea</i> <i>a rosea</i>)	暴露于纤维使种子的发芽率降低; 暴露于 HDPE 能降低发芽率和株高; 暴露于 使蚯蚓的生物量显著降低	[81]
PS	5 mm、100 nm	0、50、100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	蚕豆	在 5 μm PS-MPs 的暴露下, 根的生物量减 小, 过氧化氢酶 (CAT) 活性降低; 100 nm 的 PS-MP 比 5 μm 的对蚕豆的遗传毒性和氧 化损伤更高, 且能在根中积聚	[102]
PA、PES、HDPE、 PET、PP 和 PS	PA: $5 \sim 20 \mu\text{m}$ 、PES: $5\ 000 \mu\text{m}$ 、 HDPE: $643 \mu\text{m}$ 、PET: $222 \sim$ $258 \mu\text{m}$ 、PP: $624 \mu\text{m}$ 、PS: $492 \mu\text{m}$	PES 0.2% 其他 2.0%	洋葱	微塑料会对植物叶的生长特征和生物量产 生不良影响, 且与微塑料的种类和特征有关	[5]
EVA、LLDPE 和 PMMA	50 nm	0、0.001%、 0.01% 、 0.05% 和 0.1%	小麦	三种微塑料均在低中浓度 ($< 500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 对小麦种子发芽率有抑制作用	[103]
PLA	20~50 μm	2%	土壤微生物	可生物降解微塑料对微生物整体的多样性 群落组成没有显著的影响, 但会影响不同种 之间的相互作用	[9]
PE、PVC	PE: $678 \mu\text{m}$ 、PVC: $18 \mu\text{m}$	1%、5%	土壤微生物	PE 和 PVC 都会降低二乙酸酯水解酶、脲酶 和酸性磷酸酶活性, 但 PE 的影响更显著 带正、负电荷的纳米塑料均能在拟南芥体内 富集。带正电的纳米塑料的富集程度较低, 但因能诱导氧化组分在根部富集, 会阻碍种 子发育和植物生长。而带负电荷的纳米塑料 在质外体木质部的富集则更为常见	[104]
活化 PS: PS-SO ₃ H、 PS-NH ₂	PS-SO ₃ H: $55 \pm 7 \text{ nm}$ PS-NH ₂ : $71 \pm 6 \text{ nm}$	$0.3 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ $1.0 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$	拟南芥		[105]

①PLA, 聚乳酸 Poly(lactic acid); HDPE, 高密度聚乙烯 High-density polyethylene; EVA, 乙烯-乙酸乙烯酯共聚物 Ethylene-vinyl acetate copolymer; LLDPE, 线性低密度聚乙烯 Linear low-density polyethylene; PMMA, 聚甲基丙烯酸甲酯 Poly(methyl methacrylate)。

个月才能水解。在堆肥的高温（60~70℃）和高含水率（50%~60%）下分解的时间约为 50 d。聚羟基烷酸酯（PHA）是微生物利用葡萄糖、淀粉直接合成的生物塑料，降解性能好于 PLA。石化基生物降解塑料是指以化学合成的方法将石化产品单体聚合而得的塑料，如聚己内酯（PCL），聚己二酸对苯二甲酸丁二醇酯（PBAT）、聚丁二酸丁二醇酯（PBS）、聚丁二酸丁二酯-己二酸酯（PBSA）、二氧化碳共聚物（PPC）等^[112]。已报道实用作地膜的可生物降解塑料有 PLA、PHA、PBS、PBSA、PBAT^[87]。以上材料做的地膜均能被土壤微生物分解，缺点是价格较 PE 等塑料贵很多，经济性问题有待解决。此外，应用可生物降解塑料作地膜会增加土壤的有机物含量，改变土壤微生物生态结构，其效应有待研究^[113]。大规模使用可生物降解塑料后，对土壤生态的影响、废弃物的回收利用、生物分解产能（如甲烷）等，亦需进一步研究。

6 结论与展望

微塑料对农田土壤的污染问题已成为一个重要的环境问题。微塑料通过多种途径包括农业地膜、农村垃圾、污水灌溉、污泥、堆肥、空气转播等污染农田。塑料制品尤其是农用地膜的大量使用和低回收率导致塑料垃圾在农田中的大量残留，塑料垃圾在紫外辐射、风化和微生物降解等环境因素作用下产生大量的微塑料，是农田中微塑料的主要来源之一。因此，加强农用塑料制品和废物的管理和控制，建立健全农村生活垃圾处理处置机制是实现农田中微塑料污染源头控制的关键。

微塑料进入土壤后会继续迁移转化。截留在土壤中的微塑料，在外界因素扰动下也会发生纵向和横向甚至跨区域的迁移，老化、碎化甚至生物降解。微塑料的生态影响是综合性、多层次的，主要表现在改变土壤理化性质、微生物群落、土壤动植物生长，以及进入食物链、可能对人体健康不利等方面。

对于微塑料和其他污染物所造成的复合污染对完整食物链和生态环境的影响还有待进行系统性研究。对现有分离和检测方法的调查显示，虽然多数方法在特定的研究中获得良好的效果，但在更广泛的适用性和有效性方面依然存在一些局限，有待标准化。

对于微塑料在环境中的持久性和生态风险，已有多项研究提出了针对环境中微塑料污染防治的建议，目前的主要的着手点在于源头控制。世界多国已经制定相应措施和法规对塑料垃圾和微塑料的污染进行控制。但目前尚无比较有效的农田污染清理修复技术。

结合以上分析，笔者认为以下几个方面有待进一步研究或实施：

1) 建立标准化的微塑料分离和检测方法。目前虽然已有多种可用于土壤中微塑料分离和检测的方法，但缺乏统一的方法标准，因此对测定结果的可靠性会造成影响。此外，对微塑料丰度或浓度的表达未统一，文献中个数含量与质量浓度的并用。应该根据两者的适应情况建立更加科学的统一表达方式。对于检测技术应标准化，使之能够完整地刻画微塑料的形态和浓度，向高效、自动化且无损的方向发展，应用多种技术的耦合实现这些目标。

2) 生态环境风险的评估应具有系统性。此前的研究，大多只采用植物和土壤无脊椎动物等处于食物链较低营养水平的物种作为研究对象，缺乏对哺乳类高等动物的研究，因此无法完整表达土壤微塑料的食物链暴露风险。此外，对于微塑料老化过程中其表面性质和环境行为的变化，以及释放的添加剂、聚合物单体与他污染物协同作用下对土壤健康的影响也应作进一步探究。

3) 全面提升塑料的生产、销售，废弃物处理的管理和微塑料的源头控制。对塑料制品的生产、消费、抛弃过程建立全生命周期的评价和追踪，建立健全农用塑料薄膜等塑料固体废物的管理体系，完善农村生活垃圾集中处理和处置，为土壤中微塑料的溯源和源头控制提供关键支撑。

4) 政府已制定法规禁止、限制《相关塑料制品禁限管理细化标准》（2020 年版）中所列出的塑料制品的生产、销售和使用。规范加强塑料废弃物回收、资源能源化利用和塑料垃圾清理等。对于农田中的微塑料污染，提高现有地膜强度和使用年限，研究不同地膜材料对土壤微塑料丰度与微生物生态之间的关系，从而预测与控制土壤中的微塑料污染和保持合适的微生物生态系统，同时保障农业生产经济效益。

5) 推广应用可生物降解塑料，尤其是可生物降解地膜，提高经济性，研究其对环境生态的影响及

废弃物回收利用方法。

6) 研究论证微塑料污染土壤修复和清理的条件、必要性和可行性, 结合现有的微塑料分离技术和土壤修复技术, 开发经济的、系统性的微塑料及其他复合污染的绿色可持续修复方案和实用技术, 为微塑料污染治理提供技术支撑。

参考文献 (References)

- [1] Fred-Ahmadu O H, Bhagwat G, Oluoye I, et al. Interaction of chemical contaminants with microplastics: Principles and perspectives[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 706: 135978.
- [2] Plastics Europe, 2018. Plastics-the facts 2019: an analysis of European plastics production, demand and waste data[R]. www.plasticseurope.org.
- [3] Alimi O S, Farnier Budarz J, Hernandez L M, et al. Microplastics and nanoplastics in aquatic environments: Aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52 (4): 1704—1724.
- [4] Xu C Y, Zhang B B, Gu C J, et al. Are we underestimating the sources of microplastic pollution in terrestrial environment?[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 400: 123228.
- [5] 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.
- [6] Mai L, Bao L J, Wong C S, et al. Microplastics in the terrestrial environment[M]//*Microplastic Contamination in Aquatic Environments*. Amsterdam: Elsevier, 2018: 365—378.
- [7] Wu X L, Lyu X Y, Li Z Y, 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.
- [8] 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.]
- [9] 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.
- [10] 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.
- [11] Mohajerani A, Karabatak B. Microplastics and pollutants in biosolids have contaminated agricultural soils: An analytical study and a proposal to cease the use of biosolids in farmlands and utilise them in sustainable bricks[J]. *Waste Management*, 2020, 107: 252—265.
- [12] 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.
- [13] 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.
- [14] 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.
- [15] Li J, Song Y, Cai Y B. Focus topics on microplastics in soil: Analytical methods, occurrence, transport, and ecological risks[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 257: 113570.
- [16] Ng E L, Huerta Lwanga E, Eldridge S M, et al. An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 627: 1377—1388.
- [17] Rillig M C. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil?[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46 (12): 6453—6454.
- [18] 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.
- [19] Ren X W, Tang J C, Liu X M, et al. Effects of microplastics on greenhouse gas emissions and the microbial community in fertilized soil[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 256: 113347.
- [20] Waring R H, Harris R M, Mitchell S C. Plastic contamination of the food chain: A threat to human health?[J]. *Maturitas*, 2018, 115: 64—68.
- [21] Qi R M, Jones D L, Li Z, et al. Behavior of microplastics and plastic film residues in the soil environment: A critical review[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 703: 134722.
- [22] 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.
- [23] Möller J N, Löder M G J, Laforsch C. Finding microplastics in soils: A review of analytical methods[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54 (4): 2078—2090.
- [24] Rocha-Santos T, Duarte A C. A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the

- behavior of microplastics in the environment[J]. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 2015, 65: 47—53.
- [25] Bian S Z, Liu X J, An Z Y, et al. Pollution status of film mulching in Chinese protected vegetable areas[J]. *Environmental Science and Technology*, 2015, 38 (11): 76—81. [边淑贞, 柳晓娟, 安子扬, 等. 我国典型设施蔬菜种植区农用地膜污染分析[J]. *环境科学与技术*, 2015, 38 (11): 76—81.]
- [26] Jin T, Xue Y H, Zhang M M, et al. Research advances in regulations, standards and recovery of mulch film[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2020, 29 (2): 411—420. [靳拓, 薛颖昊, 张明明, 等. 国内外农用地膜使用政策、执行标准与回收状况[J]. *生态环境学报*, 2020, 29 (2): 411—420.]
- [27] Zhao A M. Discussion on the white pollution of the farm and the preventive measures[J]. *Journal of Shanxi Agricultural University: Natural Science Edition*, 2002 (2): 178—183. [赵安民. 论农田的“白色污染”与防治途径[J]. *山西农业大学学报: 自然科学版*, 2002 (2): 178—183.]
- [28] Li Z G, Zhou J B, Zhang C, et al. Pollution and control countermeasures of farmland mulching film[J]. *Hebei Journal of Industrial Science and Technology*, 2015, 32 (2): 177—182. [李治国, 周静博, 张丛, 等. 农田地膜污染与防治对策[J]. *河北工业科技*, 2015, 32 (2): 177—182.]
- [29] Zhan Y R, Chen Y, Xu W T, et al. The current status and recycling countermeasures of the wasted pesticide packaging materials in China[J]. *Recyclable Resources and Circular Economy*, 2017, 10 (7): 17—21. [占义如, 陈阳, 许婉婷, 等. 我国农药包装材料废弃物污染现状及循环利用对策初探[J]. *再生资源与循环经济*, 2017, 10 (7): 17—21.]
- [30] Han Z Y, Fei Y Q, Liu D, et al. Yield and physical characteristics analysis of domestic waste in rural areas of China and its disposal proposal[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2017, 33 (15): 1—14. [韩智勇, 费勇强, 刘丹, 等. 中国农村生活垃圾的产生量与物理特性分析及处理建议[J]. *农业工程学报*, 2017, 33 (15): 1—14.]
- [31] Ministry of agricultural and rural affairs of the People's Republic of China. The agricultural and rural economy operated generally stable and improving in August[EB/OL]. [2020-09-18]. http://www.moa.gov.cn/xw/zwdt/202009/t20200924_6353085.htm. [中华人民共和国农业农村部. 8 月份农业农村经济运行稳定向好[EB/OL]. [2020-09-18]. http://www.moa.gov.cn/xw/zwdt/202009/t20200924_6353085.htm.]
- [32] Zou Y N. Out of Sorts: Rural waste problems in China and the United States, *China Environment Forum*[EB/OL]. [2020-09-18]. <https://www.newsecuritybeat.org/2020/10/sorts-rural-waste-problems-china-united-states/>.
- [33] Wong J K H, Lee K K, Tang K H D, et al. Microplastics in the freshwater and terrestrial environments: Prevalence, fates, impacts and sustainable solutions[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 719: 137512.
- [34] Elgallal M, Fletcher L, Evans B. Assessment of potential risks associated with chemicals in wastewater used for irrigation in arid and semiarid zones: A review[J]. *Agricultural Water Management*, 2016, 177: 419—431.
- [35] 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 and Biotechnology*, 2020, 95 (8): 2052—2068.
- [36] Carter L J, Chefetz B, Abdeen Z, et al. Emerging investigator series: Towards a framework for establishing the impacts of pharmaceuticals in wastewater irrigation systems on agro-ecosystems and human health[J]. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 2019, 21 (4): 605—622.
- [37] Lv X M, Dong Q, Zuo Z Q, et al. Microplastics in a municipal wastewater treatment plant: Fate, dynamic distribution, removal efficiencies, and control strategies[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 225: 579—586.
- [38] GEP Research. The report of sludge treatment and disposal industry development in China and worldwide[R]. 2019. <http://www.gepresearch.com>. [全球及中国污泥处理处置行业发展研究报告(2018)[R]. 2019. <http://www.gepresearch.com>.]
- [39] Ma Y J. Environment risk assessment of sludge application in agriculture[D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2014: 4—9. [马瑜静. 污泥农用的环境风险评价[D]. 北京: 中国科学院大学, 2014: 4—9.]
- [40] van den Berg P, Huerta-Lwanga E, Corradini F, et al. Sewage sludge application as a vehicle for microplastics in eastern Spanish agricultural soils[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 261: 114198.
- [41] 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.
- [42] Li X W, Chen L B, Mei Q Q, et al. Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China[J]. *Water Research*, 2018, 142: 75—85.
- [43] China Report. Market analysis on China's organic fertilizer industry in 2019: Production and demand are showing steady growth[EB/OL]. 2019. <http://market.chinabaogao.com/huagong/102245G222019.html> [中国报告网. 2019 年中国有机肥料行业市场现状: 产量及需求量呈稳步增长态势[EB/OL]. 2019. <http://market.chinabaogao.com/huagong/102245G222019.html>]

- [44] 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.
- [45] Liu K, Wang X H, 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.
- [46] 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.
- [47] Zhang S L, Liu X, Hao X H, et al. Distribution of low-density microplastics in the mollisol farmlands of northeast China[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 708: 135091.
- [48] 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.
- [49] 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.
- [50] 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.
- [51] 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.
- [52] Weber C J, Weihrauch C, Opp C, et al. Investigating microplastic dynamics in soils: Orientation for sampling strategies and sample pre-processing[J]. *Land Degradation & Development*, 2020: 115390.
- [53] Felsing S, Kochleus C, Buchinger S, et al. A new approach in separating microplastics from environmental samples based on their electrostatic behavior[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 234: 20—28.
- [54] Nguyen B, Claveau-Mallet D, Hernandez L M, et al. Separation and analysis of microplastics and nanoplastics in complex environmental samples[J]. *Accounts of Chemical Research*, 2019, 52 (4): 858—866.
- [55] Zhang X N, Yu K, Zhang H, et al. A novel heating-assisted density separation method for extracting microplastics from sediments[J]. *Chemosphere*, 2020, 256: 127039.
- [56] Fuller S, Gautam A. A procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50 (11): 5774—5780.
- [57] Hurley R R, Lusher A L, Olsen M, et al. Validation of a method for extracting microplastics from complex, organic-rich, environmental matrices[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52 (13): 7409—7417.
- [58] Claessens M, van Cauwenberghe L, Vandegehuchte M B, et al. New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, 70 (1/2): 227—233.
- [59] Löder M G J, Imhof H K, Ladehoff M, et al. Enzymatic purification of microplastics in environmental samples[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51 (24): 14283—14292.
- [60] Vermeiren P, Muñoz C, Ikejima K. Microplastic identification and quantification from organic rich sediments: A validated laboratory protocol[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 262: 114298.
- [61] Scopetani C, Chelazzi D, Mikola J, et al. Olive oil-based method for the extraction, quantification and identification of microplastics in soil and compost samples[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 733: 139338.
- [62] Imhof H K, Schmid J, Niessner R, et al. A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments[J]. *Limnology and Oceanography: Methods*, 2012, 10 (7): 524—537.
- [63] Dierkes G, Lauschke T, Becher S, et al. Quantification of microplastics in environmental samples via pressurized liquid extraction and pyrolysis-gas chromatography[J]. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 2019, 411 (26): 6959—6968.
- [64] Grbic J, Nguyen B, Guo E D, et al. Magnetic extraction of microplastics from environmental samples[J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2019, 6 (2): 68—72.
- [65] Tang Q F, Li Q M, Wei X X, et al. Progress on research of analysis techniques for microplastics in environmental samples[J]. *Journal of Instrumental Analysis*, 2019, 38 (8): 1009—1019. [汤庆峰, 李琴梅, 魏晓晓, 等. 环境样品中微塑料分析技术研究进展[J]. *分析测试学报*, 2019, 38 (8): 1009—1019.]
- [66] Rillig M C, Ziersch L, Hempel S. Microplastic transport in soil by earthworms[J]. *Scientific Reports*, 2017, 7 (1): 1362.
- [67] Rillig M C, Ingrassia R, de Souza Machado A A. Microplastic incorporation into soil in agroecosystems[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2017, 8: 1805.
- [68] 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.
- [69] Liu P, Zhan X, Wu X W, et al. Effect of weathering on environmental behavior of microplastics: Properties,

- sorption and potential risks[J]. *Chemosphere*, 2020, 242: 125193.
- [70] Campanale C, Massarelli C, Savino I, et al. A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2020, 17 (4): 1212.
- [71] Wang J, Luo Y M, Teng Y, et al. Soil contamination by phthalate esters in Chinese intensive vegetable production systems with different modes of use of plastic film[J]. *Environmental Pollution*, 2013, 180: 265—273.
- [72] Bandow N, Will V, Wachtendorf V, et al. Contaminant release from aged microplastic[J]. *Environmental Chemistry*, 2017, 14 (6): 394—405.
- [73] Wen Z D, Gao D W, Wu W M. Biodegradation and kinetic analysis of phthalates by an *Arthrobacter* strain isolated from constructed wetland soil[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2014, 98 (10): 4683—4690.
- [74] Pang J W. Sorption mechanism of typical pollutants by microplastics[D]. Huainan, Anhui: Anhui University of Science and Technology, 2018: 13—14 [庞敬文. 微塑料对典型污染物的携带机制研究[D]. 安徽淮南: 安徽理工大学, 2018: 13—14.]
- [75] Hüffer T, Hofmann T. Sorption of non-polar organic compounds by micro-sized plastic particles in aqueous solution[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 214: 194—201.
- [76] Zhu Y G, Zhu D, Xu T, et al. Impacts of(micro)plastics on soil ecosystem: Progress and perspective[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38 (1): 1—6. [朱永官, 朱冬, 许通, 等. (微)塑料污染对土壤生态系统的影响: 进展与思考[J]. *农业环境科学学报*, 2019, 38 (1): 1—6.]
- [77] 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.
- [78] Tóth G, Hermann T, da Silva M R, et al. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety[J]. *Environment International*, 2016, 88: 299—309.
- [79] Xu J M, Meng J, Liu X M, et al. Control of heavy metal pollution in farmland of China in terms of food security[J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2018, 33 (2): 153—159. [徐建明, 孟俊, 刘杏梅, 等. 我国农田土壤重金属污染防治与粮食安全保障[J]. *中国科学院院刊*, 2018, 33 (2): 153—159.]
- [80] Hodson M E, Duffus-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 (8): 4714—4721.
- [81] 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.
- [82] 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.
- [83] Wan, Y., et al. Effects of plastic contamination on water evaporation and desiccation cracking in soil[J]. *Sci Total Environ*, 2019. 654: 576—582.
- [84] Rillig M C, de Souza Machado A A, Lehmann A, et al. Evolutionary implications of microplastics for soil biota[J]. *Environmental Chemistry*, 2019, 16 (1): 3.
- [85] Miao L Z, Wang P F, Hou J, et al. Distinct community structure and microbial functions of biofilms colonizing microplastics[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 650: 2395—2402.
- [86] 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.
- [87] Bandopadhyay S, Martin-Closas L, Pelacho A M, et al. Biodegradable plastic mulch films: Impacts on soil microbial communities and ecosystem functions[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2018, 9: 819.
- [88] Chae Y, An Y J. Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: A review[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 240: 387—395.
- [89] 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 (5): 2685—2691.
- [90] 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.
- [91] Huerta Lwanga E, Thapa B, Yang X M, et al. Decay of low-density polyethylene by bacteria extracted from earthworm's guts: A potential for soil restoration[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 624: 753—757.
- [92] 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.
- [93] Song Y, Qiu R, Hu J N, et al. Biodegradation and disintegration of expanded polystyrene by land snails *Achatina fulica*[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 746: 141289.
- [94] Kim S W, An Y J. Soil microplastics inhibit the movement of springtail species[J]. *Environment International*, 2019, 126: 699—706.

- [95] 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.
- [96] 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.
- [97] 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.
- [98] Sun X D. Phytotoxicity, uptake and accumulation of differentially charged nanoplastics in *Arabidopsis thaliana*[D]. Jinan: Shandong University, 2019: 41—46. [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: 41—46.]
- [99] 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.
- [100] Zhang S M, Zha J, Meng W, et al. A review of microplastics in environment and their effects on human health[J]. *China Plastics*, 2019, 33 (4): 81—88. [张思梦, 查金, 孟伟, 等. 环境中的微塑料及其对人体健康的影响[J]. *中国塑料*, 2019, 33 (4): 81—88.]
- [101] 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.
- [102] 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.
- [103] 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.]
- [104] 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.
- [105] 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.
- [106] An D, Kim J. Proposing policy for the prevention of marine pollution from microplastics[J]. *Journal of Environmental Policy and Administration*, 2018, 26 (3): 77—102.
- [107] Ru J K, Huo Y X, Yang Y. Microbial degradation and valorization of plastic wastes[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2020, 11: 442.
- [108] Wei R, Zimmermann W. Microbial enzymes for the recycling of recalcitrant petroleum-based plastics: How far are we?[J]. *Microbial Biotechnology*, 2017, 10 (6): 1308—1322.
- [109] Yang Y, Yang J, Wu W M, et al. Biodegradation and mineralization of polystyrene by plastic-eating mealworms: Part 1. Chemical and physical characterization and isotopic tests[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49 (20): 12080—12086.
- [110] Peng B Y, Chen Z B, Chen J B, et al. Biodegradation of polyvinyl chloride (PVC) in *Tenebrio molitor* (Coleoptera: Tenebrionidae) larvae[J]. *Environment International*, 2020, 145: 106106.
- [111] Wu W M, Yang J, Criddle C S. Microplastics pollution and reduction strategies[J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2017, 11: 6.
- [112] Rujnić-Sokele M, Pilipović A. Challenges and opportunities of biodegradable plastics: A mini review[J]. *Waste Management & Research*, 2017, 35 (2): 132—140.

(责任编辑: 卢 萍)