土 壤 学 报
Acta Pedologica Sinica

DOI: 10.11766/trxb202509170457 **CSTR: 32215.14.trxb202509170457**

徐勇峰, 滕应, 胡文博, 李妍凝, 卢皖成, 骆永明. 微塑料对农田土壤生态系统功能影响的研究进展[J]. 土壤学报, 2026,

XU Yongfeng, TENG Ying, HU Wenbo, LI Yanning, LU Wancheng, LUO Yongming. Recent Advances in the Impact of Microplastics on the Function of Agricultural Soil Ecosystems[J]. Acta Pedologica Sinica, 2026,

微塑料对农田土壤生态系统功能影响的研究进展*

徐勇峰[1, 2]，滕 应[1, 2†]，胡文博[1, 2]，李妍凝[1, 2]，卢皖成[1, 3]，骆永明[1, 2]

(1. 土壤与农业可持续发展全国重点实验室（中国科学院南京土壤研究所），南京 211135；2. 中国科学院大学南京学院，南京 211135；3. 安徽农业大学资源与环境学院，合肥 230036)

摘 要：微塑料是近年来在农田土壤中被广泛检出的一类新兴污染物，其通过地膜覆盖、污水灌溉、有机肥施用等多种方式进入土壤环境并不断累积，对土壤生态系统造成潜在危害。农田土壤生态系统功能对于维持农业可持续发展、保障粮食安全与支撑全球生态平衡具有十分重要的作用。因此，深入理解微塑料对农田土壤生态系统功能的影响过程与作用机制，对科学评估其生态环境风险、发展污染管控与修复策略具有重要的科学意义和实践价值。本文首先系统综述微塑料在农田土壤中的迁移转化行为，进而分析其对土壤物理化学性质、微生物群落、土壤动物及农作物的多方面生态效应，重点总结微塑料对土壤养分循环、温室气体排放、农作物生产力和土壤健康等核心生态系统功能的综合影响。在此基础上，指出目前在真实环境中微塑料的复杂环境行为机制、多营养级之间的互作效应以及生态风险与土壤健康的系统评估等方面存在的关键科学问题，提出未来的研究思路与重点方向，以期为农田土壤微塑料污染的风险防控与绿色修复提供理论依据。

关键词：微塑料；农田土壤；生态系统功能；土壤健康；风险评价

中图分类号：X53; S154 **文献标志码：**A

Recent Advances in the Impact of Microplastics on the Function of Agricultural Soil Ecosystems

XU Yongfeng[1,2], TENG Ying[1, 2†], HU Wenbo[1, 2], LI Yanning[1,2], LU Wancheng[1,3], LUO Yongming[1, 2]

(1. *State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing* 211135, *China*; 2. *University of Chinese Academy of Sciences, Nanjing, Nanjing* 211135, *China;* 3. *College of Resources and Environment, Anhui Agricultural University, Hefei* 230036, *China*)

Abstract: Microplastics have emerged as a widespread pollutant in agricultural soils, entering primarily through plastic film mulching, sewage irrigation, and the application of organic fertilizers. Their continuous accumulation poses a growing threat to soil ecosystem health and functionality. Therefore, a deep understanding of the impact process and mechanism of microplastics on the functioning of agricultural soil ecosystems is of great scientific significance and practical value for scientifically assessing their ecological and environmental risks, developing pollution control and remediation strategies. This review systematically examines the migration and transformation behavior of microplastics in agricultural soil and analyzes their diverse ecological effects, including alterations to soil physicochemical properties, shifts in microbial communities, impacts on soil fauna, and

*国家重点研发计划项目（2024YFC3713900）、国家自然科学基金项目（42577025）和国家“WR”科技创新领军人才项目（SQ2022RA24910167）资助 Supported by the National Key R&D Program of China (No. 2024YFC3713900), the National Natural Science Foundation of China (No. 42577025) and the National Science and Technology Innovation Leading Talents Program of China (No. SQ2022RA24910167)

†通讯作者 Corresponding author，E-mail: yteng@issas.ac.cn

作者简介：徐勇峰（1991—），男，博士，助理研究员，主要从事土壤污染与生物修复研究。E-mail: yfxu@issas.ac.cn

收稿日期：2025-09-17；收到修改稿日期：2025-11-18；网络首发日期（www.cnki.net）：

influence on crop growth. It also synthesizes current knowledge regarding the broader implications of microplastics on soil nutrient cycling, greenhouse gas emissions, crop productivity, and overall soil health. On this basis, key scientific questions are identified in areas such as the complex environmental behavior mechanisms of microplastics in real environments, inter-trophic interactive effects, and the systematic assessment of ecological risks and soil health. Finally, future research priorities and directions are proposed to provide a theoretical foundation for risk prevention and green remediation of microplastic pollution in agricultural soils.

Key words: Microplastics; Agricultural soil; Ecosystem function; Soil health; Risk assessment

微塑料是指粒径小于 5 mm 的塑料颗粒、纤维或碎片，主要包括聚乙烯（Polyethylene， PE）、聚丙烯（Polypropylene， PP）、聚氯乙烯（Polyvinyl chloride， PVC）等不可降解的传统聚合物，以及聚乳酸（Polylactic acid， PLA）、聚羟基烷酸酯（Polyhydroxyalkanoates， PHA）、聚（丁二酸-对苯二甲酸）酯（Poly(butylene adipate terephthalate)， PBAT）等可降解塑料[1-2]。据测算，泄漏至陆地的微塑料数量是海洋的 3 倍~10 倍，全球每年进入环境中的微塑料总量预计在 1 000 万至 4 000 万 t 之间[2]。随着它们不断在环境中累积，微塑料污染成为全球备受学术界、政策界与公众关注的重大环境问题。早在 2020 年，德国学者 Rillig 和 Lehmann 在 *Science* 发表观点文章，强调应充分重视微塑料在陆地生态系统中的生态效应及系统反馈[3]。我国政府也在 2022 年印发的《新污染物治理行动方案》中明确提出要加强微塑料等新污染物的生态环境风险研究。

农田土壤是微塑料的污染热点区域和重要汇，其主要来源包括农膜破碎、有机肥施用、污水灌溉及大气沉降等[4-6]。我国农田土壤微塑料污染问题凸显，当前土壤中微塑料的平均含量为 4 536.6 items·kg^{-1}，中值含量为 1 640.0 items·kg^{-1} [7]。我国现有土壤中约有 4.32%存在微塑料潜在生态风险，其中农业土壤尤为脆弱，且有约 14.7%的区域已处于风险之中[8]。微塑料可在农业土壤中长期积累，使得土壤结构、孔隙度及有机质含量等物理化学性质发生变化，导致养分循环、微生物活性和作物生长发育等生态过程受到影响[9-11]。微塑料还可吸附重金属、有机污染物及抗生素抗性基因等形成复合污染，使环境风险及生态毒性增加[12-13]。已有研究发现，微塑料对土壤生物群落（如微生物、动物和植物）均会产生一定的生物学效应，在一定程度上会改变元素的生物地球化学循环、影响温室气体排放及食物网能量流动，从而破坏农田生态系统服务的功能及完整性[14-16]。

然而，目前针对微塑料在复杂农田环境中的迁移转化机制、多营养级之间的互作效应以及生态风险与土壤健康的系统评估等方面的认识尚且薄弱，需从多方面深刻解析。笔者系统综述微塑料对农田土壤生态系统功能影响的最新研究进展，以期为从多尺度、多过程等角度明确其环境行为与生态效应以及开展风险防控与修复技术提供理论参考。

1 微塑料在农田土壤中的环境行为

厘清微塑料进入农田土壤后的迁移转化过程，对于准确评估和预测其对土壤生态系统长期影响至关重要。微塑料在复杂农田介质中通过物理迁移、吸附与解吸、化学降解等非生物过程以及微生物降解、植物吸收、动物摄取与食物网转运等生物过程完成迁移与转化。研究[17]表明，微塑料在灌溉、降雨和农业耕作等外力驱动下，在土壤中发生纵向与横向迁移，其初期主要富集于表层土壤，随后沿孔隙结构逐渐下渗至深层土壤，甚至进入地下水。有研究显示，微塑料能够以气溶胶形式实现跨区域的传输，并通过干湿沉降进入农田土壤，成为其重要的输入源之一[18]；已存在于表土的微塑料也可能在风蚀作用下再次进入大气，实现其在区域内的再分配[5, 7]。微塑料也可被地表径流从土壤中冲刷、裹挟，并随之长距离迁移，导致污染范围从点源农田向周边环境扩散[19]。此外，微塑料表面与土壤有机质、矿物质、溶解性物质、蛋白质、代谢物和胞外聚合物等通过范德华力、静电作用和氢键等相互作用形成“生态冠”[20]，调控微塑料的表面特性和迁移能力；与此同时，特定的微生物群落会在微塑料表面

定殖和演替，形成独特的“塑料际”微生境。前者主导非生物界面修饰，后者主导生物功能，二者共同调控微塑料的环境行为与生态效应[21]。微塑料在紫外线照射和高温等条件下发生化学降解，通过减小粒径、增大比表面积并产生含氧官能团和自由基，提升微塑料吸附效率和生物可给性并增强其与其他污染物的联合毒性效应[22-24]。土壤微生物通过形成生物膜、催化酶促反应以及推动颗粒团聚等机制改变微塑料的理化性质并实现部分生物降解[25]。土壤动物（如蚯蚓、线虫、节肢动物等）通过摄入、在肠道内迁移以及随排泄物沉积等行为实现微塑料在土壤环境中的垂直与水平再分配[26-27]；而农作物（如小麦和生菜）的根系可吸收纳米级（200 nm）微塑料颗粒并穿透根系组织，在蒸腾拉力的驱动下随水分与养分流经维管系统，向地上部转运并富集于可食部位，使其进入食物链[28-29]。尤为重要的是，微塑料可作为重金属、有机污染物等传统污染物以及抗生素抗性基因等新污染物的载体，通过吸附—解吸过程促进污染物在环境中的扩散，并产生协同毒性效应，对农田土壤生态系统构成更大威胁[12-13]。

当前对微塑料在复杂农田土壤中迁移与归趋行为的研究仍处于初步阶段，对驱动力的系统性认知尚不完善，加之目前大多采用的是模式微塑料开展实验，不易于客观分析真实环境中不同类型、形状、大小、聚合物种类以及不同老化程度的微塑料在各类型异质土壤中的迁移与归趋行为。环境多介质归趋模型作为一种综合评估工具，可依据新污染物的固有物化属性和环境参数等全面评估其在不同环境介质中的行为[30-31]。因此，未来可发展模拟微塑料在农田土壤等多介质环境下跨界迁移与分布变化规律的归趋模型，此类模型需融合物理输运、化学转化及生物驱动过程，并结合环境因素及微塑料属性确定其归趋模型方程，从而定量预测农田土壤微塑料的空间分布和动态转化规律。

2 微塑料对农田土壤物理化学性质的影响

全面揭示微塑料对农田土壤物理化学性质的影响机理，是深刻理解并预测其最终对土壤生态系统功能产生何种效应的科学基础。微塑料对土壤物理性质的影响主要集中在土壤容重与孔隙结构、水力特性、团聚体稳定性及土壤憎水性等方面。微塑料对土壤物理性质的影响呈现出显著的“形状效应”与“浓度阈值”特征。研究表明，只有在一定的质量分数下，如 0.5%（*w*/*w*）的 PE 纤维能够使粉壤土容重显著下降，但是 PP 颗粒要在 2%（*w*/*w*）的质量分数下才能达到相同效果[32]；纤维状微塑料以网状结构增加大孔隙（> 30 μm）的数量及其连通性，而颗粒状微塑料则因自身低密度（如 PP 为 0.85 g·cm^{-3}）产生“稀释”作用，但在真实田间条件下，仅高浓度（2%（*w*/*w*））、大尺寸（5 000 μm）的纤维状 PP 能显著提升孔隙度[33]。有研究表明，纤维状微塑料可增加土壤饱和导水率，但是疏水性强的颗粒状微塑料易堵塞孔隙，导致土壤饱和导水率下降；无论是纤维状微塑料还是颗粒状微塑料均影响了土壤的持水性能，例如，当掺入的 PE 纤维的浓度大于 0.49%（*w*/*w*）时，就会降低土壤持水能力，而要用到 4.88%（*w*/*w*）的 PP 颗粒才会有类似的效果[32, 34]。与此同时，田间持水量和萎蔫点均逐渐降低，但植物有效水并未发生显著变化[34]。目前，关于微塑料对土壤团聚体稳定性的影响尚存争议。这种不一致性可能源于微塑料类型、形状、暴露浓度和时间的差异。短期暴露下，PE 纤维和 PP 颗粒无明显的累积效应[34]；但长时间暴露，PE 碎片会破坏团聚体稳定性[9]。纤维状微塑料形成的团聚体水稳性较差，且由于纤维增强了土壤的憎水性并改变了孔隙结构，在坡度大的地方还会增加土壤侵蚀的风险[35]。值得注意的是，在环境常见浓度（< 0.1%（*w*/*w*））下，微塑料的憎水效应并不明显，但风化后的 PE 微塑料也不能消除它对土壤颗粒有很强的疏水性效应[32]。

土壤中的微塑料会改变包括 pH、电导率、有机质含量和阳离子交换量在内的化学性质，进而影响养分有效性。例如，PE 微塑料在酸性土壤中降低 pH，而在碱性土壤中则会提升 pH[36]；电导率因微塑料释放离子或吸附盐基离子而上升，传统微塑料平均可使土壤电导率增加 17%[37]。更重要的是，微塑料以外源碳形式进入土壤，显著影响土壤中碳、氮、磷的转化与平衡。全球 Meta 分析表明，微塑料使土壤有机碳、溶解性有机碳和微生物生物量碳分别增加 15%、26%和 33%，其中，可生物降解类型 PLA 对溶解性有机碳和微生物生物量碳的提升尤为明显，这与其作为易利用外源碳的特性密切相关[37]。Lan

等[37]还发现，传统微塑料提高铵态氮和溶解性有机氮含量，而可生物降解微塑料则降低铵态氮，同时大幅增加微生物生物量氮，表明其促进了微生物对氮的固持。Zhou 等[38]研究表明，微塑料并不能引起土壤全磷含量的变化，但却会使有效磷降低，而可生物降解类型微塑料的影响更为突出，这主要是由于吸附磷、调节 pH 和影响酶活性等因素所致；除此之外，无机磷含量增高也反映出微塑料促进了有机磷的矿化作用。

由此可见，微塑料对土壤理化性质的影响具有高度复杂性，其效应受到类型、形状、浓度、尺寸及环境条件等多因素共同调控。更为重要的是，微塑料与土壤养分有效性之间复杂的相互作用，决定了当前研究在关注其表观效应的同时，亟需系统阐明其内在作用机制与临界环境阈值。

3 微塑料对农田土壤生物的影响

微塑料通过改变土壤物理化学性质直接影响土壤微生物的群落结构与功能多样性。这些变化通过微生物主导的生物地球化学过程传递，继而影响土壤动物的生存环境与农作物的生长发育，并沿食物网向上延伸，最终威胁整个农田生态系统的结构稳定与功能健康。

3.1 微塑料对土壤微生物的影响

土壤微生物在生态系统中扮演着关键角色，参与生物地球化学循环、污染物降解及环境响应与适应过程。尽管部分研究显示微塑料对土壤微生物群落的整体数量未产生显著影响，但多项实验证明其对土壤微生物群落结构、功能多样性和代谢活性存在复杂且不一致的效应[7, 15, 32-33, 39-47]。微生物在微塑料表面（塑料际）的定殖群落明显区别于周围土壤，虽未发现微塑料上存在特有物种，但其表面特性和化学组成显著影响微生物的附着与群落构建，不同聚合物类型（如 PBAT、PE、PLA、PP、PVC 等）对微生物丰度的影响各异[39]。例如低密度 PE（Low density polyethylene， LDPE）和 PBAT 甚至增加特定类群的丰度或富集相同群落，而蓝细菌（Cyanobacteria）和变形菌门（Proteobacteria）等类群的丰度则随微塑料浓度升高而下降，部分微塑料未表现出明显的浓度依赖性效应[40]。微塑料对微生物的影响机制涉及多方面的作用过程。首先，由于微塑料表面疏水、比表面积大，且常带有粗糙结构和含氧官能团，它们能够作为有效的吸附位点促进生物膜的形成，并为微生物提供额外营养（如维生素和胞外多糖），从而在一定程度上刺激微生物的生长与繁殖[41]。例如，有研究表明，LDPE 能够提高养分利用率以及相关细菌丰度[40]。此外，微塑料可通过改变土壤容重和孔隙度等物理性质，间接影响微生物群落结构[42]；例如 LDPE 增加容重并降低孔隙度，而 PP 和 PE 纤维则降低容重，这些物理性变化影响氧气在土壤中的分布状态，进而调节好氧与厌氧微生物之间的平衡[43-44]。同时，微塑料还可通过影响土壤 pH，进一步参与调控微生物群落的结构和数量[45]。此外，微塑料可吸附重金属和有机污染物，微塑料在制备过程加入的邻苯二甲酸酯类毒素物质也会发生解吸作用，并释放出相应的有毒物质，危害土著微生物群落。有研究还发现，随着微塑料的老化，其表面微生物群落发生动态演替，例如，在 90 d 老化过程中变形菌门（Proteobacteria）相对丰度下降，而与降解和迁移相关的疣微菌门（Verrucomicrobia）、绿弯菌门（Chloroflexi）和酸杆菌门（Acidobacteria）逐渐出现[46]，老化还使微塑料表面粗糙度和含氧官能团增加，为微生物提供更多定殖位点与界面反应机会[47]。

值得注意的是，最新研究揭示，微塑料的存在会使土壤微生物群落的相互作用网络变得更为复杂，甚至将网络间的连接强度提升了 2 倍~5 倍。其中，原生生物（如纤毛虫（Ciliate）和绿藻门（Chlorophyta））在不同生态模块之间起到关键的连接作用，显著增强了土壤微生物群落的连通性[48]。此外，细菌 α 多样性对微塑料类型更敏感，而原生生物 α 多样性则主要受浓度影响；当微塑料浓度较高时（如 7%（*w*/*w*））不仅导致真菌与原生生物多样性急剧下降，还会促使病原菌（如镰刀菌（*Fusarium*））丰度上升，可能加剧作物病害风险[48]。上述发现不仅揭示了微生物多样性对微塑料胁迫的响应呈现差异化特征，也提示在未来的环境风险评价中，应突破传统以细菌/真菌为核心的微生物生态研究模式，将关注点扩展至微生物网络的整体连通性、稳定性及其生态功能后果。尤为重要的是，上述微生物群落结构与功能

网络的变化，直接关联土壤养分循环、温室气体排放和土壤健康等关键生态系统过程。因此，这种网络复杂性的增加究竟是提升了系统抵抗外界干扰的“稳健性”，还是可能因关键节点物种的脆弱性而增加了系统的“崩溃风险”，是未来需要关注的方向。

3.2 微塑料对土壤动物的影响

总体而言，微塑料对土壤动物的毒性效应呈现“尺寸越小，浓度越高，毒性越强”的规律，且老化后产生的纳米塑料及其与其他污染物的复合效应尤为显著。微塑料通过干扰土壤动物的运动行为、代谢稳态、免疫调节与神经功能等多个生理层面，对土壤动物种群产生了全方位的危害作用，其中高浓度、小粒径的微塑料毒性较强，土壤中很多小型土壤动物会出现较低的生殖力以及存活率[49- 50]。作为代表性中大型土壤动物，线虫和蚯蚓在微塑料暴露下表现出多层次的毒性响应，这些效应不仅取决于微塑料的自身特性（类型、粒径、浓度及降解状态），还受环境因子和生物种类的共同影响。值得注意的是，当微塑料降解为纳米塑料后会对蚯蚓造成更大的危害，纳米塑料会破坏精子产生、诱发氧化应激（活性氧（Reactive oxygen species， ROS）积累），损伤蚯蚓抗氧化防御系统、体壁结构，使蚯蚓繁殖能力下降[51-52]。然而蚯蚓也有一定的抵御能力，在浓度小于 3%（*w/w*）时，蚯蚓可吞食 LDPE，并借助肠道微生物使其降解，不会给蚯蚓的生长繁殖带来不利影响[53]。同时，微塑料还会危害蚯蚓的免疫和神经功能。转录组水平分析发现，微塑料引起免疫通路基因表达变化，降低机体抵御病原体的能力[54]，揭示了 PLA、PE、PP 等微塑料引起乙酰胆碱酯酶（Acetylcholinesterase， AChE）、腺苷三磷酸（Adenosine triphosphate， ATP）酶活性异常，扰乱谷氨酸、γ-氨基丁酸、肌醇等神经递质的代谢与钙离子稳态平衡，引发神经功能障碍和兴奋性毒性[55-56]。另有研究[57]发现微塑料能够明显抑制线虫的运动能力、觅食行为和食物选择，不可降解的 LDPE 和可生物降解的 PLA、PBAT 微塑料均能抑制土壤线虫（*Acrobeloides buetschlii*、*Cephalobus* sp.、*Diploscapter coronatus* 和 *Caenorhabditis elegans*）的运动能力，且 *A. buetschlii* 和 *C. elegans* 的觅食行为受抑制较为严重。在 LDPE 微塑料存在情况下，*D. coronatus* 的摄食行为显著增强[57]。微塑料对线虫的毒性大小受土壤介质（如 LUFA 土、经济合作与发展组织（OECD）标准土及农田土）影响，1%（*w/w*）LDPE 可使秀丽隐杆线虫（*Caenorhabditis elegans*）的繁殖与生长受到抑制，但环境相关浓度（0.01%， *w/w*）并无明显的毒性影响；且 LDPE 浓度与后代数量及体长呈负相关，而 PLA 和 PBAT 的毒性在较大粒径（180~500 μm）和特定土壤中更为明显[58]。此外，微塑料与重金属或者有机污染物共存会发生协同作用，从而增强毒性效应。Xu 等[59]发现 10 μm 聚苯乙烯（Polystyrene， PS）与 Cd、As 共同暴露于蚯蚓体内能够造成蚯蚓肠道的损伤和丙二醛（Malondialdehyde， MDA）升高，以及超氧化物歧化酶（Superoxide dismutase， SOD）和过氧化氢酶（Catalase， CAT）活性降低，并且从组学层面进一步发现能量代谢和应激相关蛋白表达异常，脂类与氨基酸代谢紊乱。由此可见，微塑料通过多途径对土壤动物健康构成综合威胁，且在复合污染条件下毒性效应尤为突出，未来研究需聚焦真实农田环境中的多物种响应与复合污染效应，为全面评估微塑料的生态风险提供系统依据。

3.3 微塑料对农作物生长发育的影响

微塑料不仅通过物理阻塞与迁移影响农作物的生长，还会广泛干扰其生理生化过程。Yin 等[60]发现，微塑料可附着在作物根部，借助根冠黏液滞留，并在蒸腾作用下进入木质部导管。Li 等[29]进一步指出，纳米级塑料颗粒甚至能够通过水通道蛋白介导的内吞作用或根尖微小裂隙侵入植物组织。不同作物对微塑料的响应存在明显差异，一般而言水稻最为敏感，其根系长度、直径、总根面积、组织密度、淀粉含量等指标均易受到影响[61]。此外，小麦和玉米等其他作物也表现出不同程度的响应，这种差异可能与作物本身的遗传背景及胁迫响应机制的多样性密切相关[10]。微塑料还会改变植物元素组成，例如，含氮聚合物聚酰胺（Polyamide， PA）在降解过程中释放的氮元素可使洋葱叶片氮含量上升，而聚醚砜（Poly(ether sulfone)， PES）则导致叶片氮含量降低，从而影响叶片碳氮比，引发生物地球化学效应，最终通过改变作物生物量和元素组成，影响陆地生态系统的物质循环过程[10]。就光合作用角度而言，微塑料的作用具有两面性，低浓度（0~50 $mg \cdot kg^{-1}$）会刺激光合色素的合成，但高浓度（80 $mg \cdot L^{-1}$）则会造成光合色素的含量减少，尤其是降低了叶绿素 a 和叶绿素 b 以及总叶绿素含量，且叶绿

素 a 较叶绿素 b 更易受添加剂的影响[62]；最新 Meta 分析也发现在粒径影响下，10~100 μm 和 100~1 000 μm 的微塑料使叶绿素含量分别降低了 24.8%和 23.1%，而大粒径（1 000~5 000 μm）微塑料则对其无明显影响[63]。此外，微塑料干扰水稻幼苗光合系统反应路径上的抗氧化防御体系，PS 可通过降低水稻幼苗脂质含量并抑制 SOD 活性达到影响其光合速率的功能作用[64]，SOD 和 CAT 活性均表现为“低促高抑”的变化模式[65]，易造成 ROS 积累、膜脂过氧化、细胞结构破坏等结果，进而激活包括酶和非酶系统的 ROS 清除机制以重建氧化稳态[60]，最终影响农作物的初级生产力这一核心生态系统功能[64-65]。

3.4 微塑料对食物网的影响

微塑料进入农田土壤后，可沿食物链由低营养级向高营养级迁移和蓄积，引发多营养级之间的互作效应；此过程不仅可能放大其自身或携带污染物的毒性，更会通过改变种间关系干扰整个生态网络的结构与功能，并最终对人类健康构成潜在威胁[66-67]。尽管土壤中的微塑料不易被植物直接吸收，但可通过改变土壤结构、水分保持和养分有效性间接影响作物健康[68]。土壤中的微塑料可通过蚯蚓、线虫和昆虫等土壤动物摄入食物链网，这些土壤动物主要来自农用塑料薄膜（包括生物固态肥以及含有微塑料颗粒的化肥）中，其摄食行为、发育及繁殖均会受到损害[69]。随后，微塑料沿食物链向上传递，食草动物（如放牧家畜与小型哺乳动物）因取食污染植物摄入微塑料，鸟类和啮齿类则通过捕食土壤动物或直接取食土壤而暴露，进而污染物继续向更高营养级转移，影响肉食动物（如狐狸、狼及伴侣动物）的健康[70]。微塑料在农田食物网中表现出生物积累与生物放大效应，可在生物体内不断浓缩，并通过降低食物的营养价值（如干扰蛋白质、脂质和碳水化合物代谢）以及作为病原微生物和有害化学物质的载体，危害食品安全[27, 71]。目前，与海洋系统相比，微塑料在陆地食物网中的生物放大效应研究仍相对有限，且与其他化学污染物在生物体内的共存及其联合作用、沿食物链趋向人体的放大系数以及可能产生的膳食安全的潜在风险仍有待进一步研究。

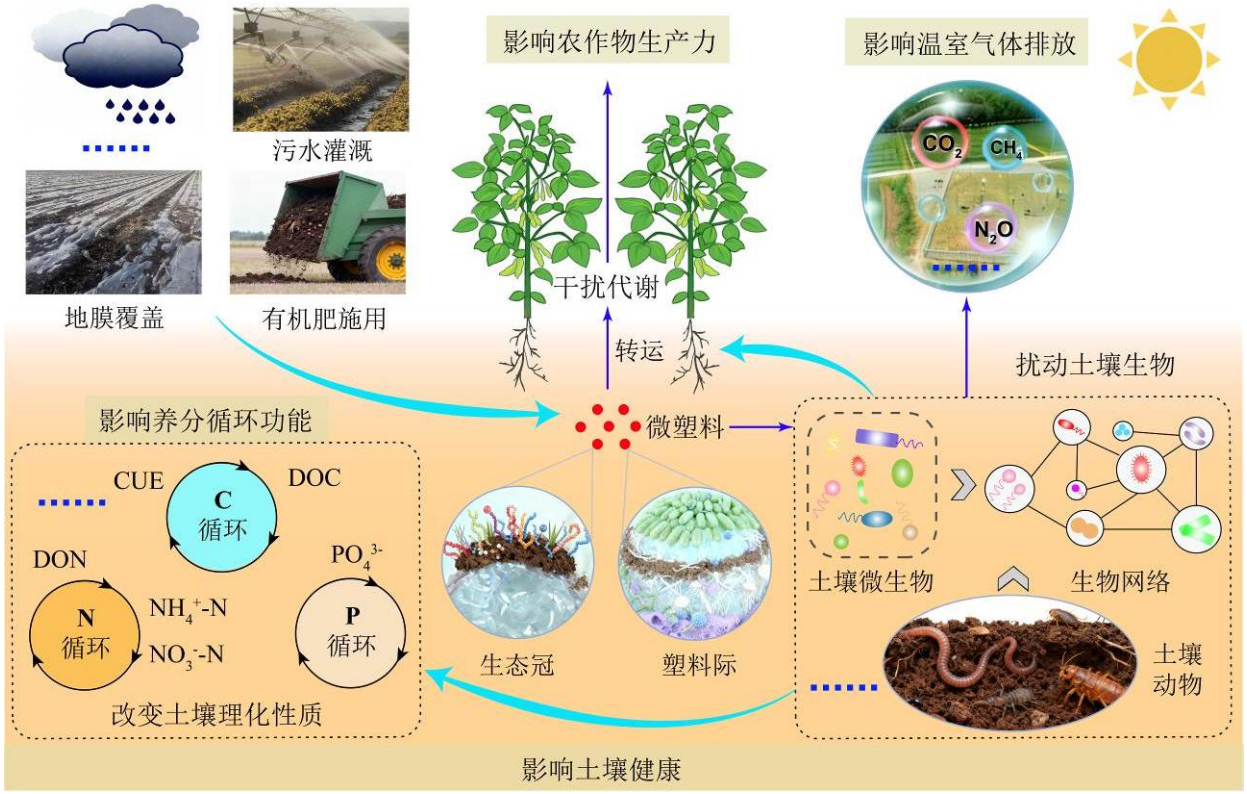
4 微塑料对农田生态系统核心功能的综合影响

4.1 微塑料对养分循环功能的影响

微塑料对农田土壤养分循环功能的影响日益显著，其作用贯穿于碳、氮、磷等关键养分元素的生物地球化学过程（图 1）。微塑料通过改变土壤团聚结构、孔隙度及水分动态，影响有机质的物理保护与分解环境；其释放的增塑剂等添加剂或表面吸附的污染物对微生物群落产生毒性效应，抑制参与有机碳分解的微生物活性，延缓腐殖化进程，从而干扰土壤碳储库的稳定性[14, 48, 72]。近年研究表明，微塑料对土壤碳稳定性的影响并非简单的“抑制”或“促进”，而是呈现出更为复杂的“双刃剑”式效应，涉及物理、化学和微生物过程的多元耦合机制[72-78]。此效应差异根源在于降解特性：传统微塑料主要通过物理过程影响碳分布，而可生物降解微塑料则作为活跃的碳源直接参与微生物代谢。例如，Li 等[73]研究指出，PE 和 PVC 等不可降解微塑料主要通过改变团聚体物理结构和吸附行为等非生物机制降低团聚体稳定性并改变碳分布，从而促进碳排放；而 PLA 和 PHA 等可生物降解微塑料则主要通过微生物利用和酶解作用等生物过程，在一定程度上维持甚至提升碳含量，但也改变了团聚体间的碳流向与通量。Shi 等[74]发现，无论是传统不可降解微塑料还是可生物降解类型微塑料，均释放出微塑料源溶解性有机质，其分子特性（如较低腐殖化程度、较高 H/C 比、较小分子量及更多极性官能团）使其更易被微生物利用，成为活跃的外源碳输入，直接参与并加速土壤碳循环。此外，微塑料源溶解性有机质的输入还可提高微生物数量、表型活性和碳利用效率（Carbon use efficiency， CUE），并富集变形菌门（Proteobacteria）、放线菌门（Actinobacteria）等关键功能微生物类群，增强微生物网络连通性；然而，CUE 的提升未必促进碳固存，其最终效应取决于微生物代谢产物的去向及环境因子的调控[75-77]。

在氮循环方面，微塑料通过改变团聚体结构、孔隙度、水分保持能力、pH 和溶解性有机碳含量等土壤理化性质直接调控氮转化微环境，影响功能微生物的生态位及活性，从而干预硝化、反硝化作用

等关键过程的速率与方向[14, 78]。此外，微塑料表面形成的“塑料际”富集了具有固氮、反硝化等氮循环功能的特异性微生物类群，并通过改变微生物群落结构、网络复杂性与 *amoA*、*nirK/S*、*nifH* 等关键基因的丰度，直接参与氮转化途径[79-80]。对磷循环而言，微塑料表面可吸附磷酸根离子或通过与土壤矿物竞争吸附位点降低磷的有效性。同时，微塑料通过抑制解磷微生物的生长与代谢过程，减少有机磷矿化和难溶性磷的溶解，导致磷的生物有效性下降，进而影响元素在土壤-作物系统中的迁移与利用[37]。值得注意的是，土壤酶是驱动养分循环的催化剂。微塑料可通过表面效应结合酶蛋白或毒性效应抑制微生物产生酶，导致包括与碳、氮、磷转化有关的脲酶、磷酸酶、蔗糖酶和脱氢酶在内的酶活性下降，最终降低养分循环速率[37, 81]。



注：DOC：溶解性有机碳；DON：溶解性有机氮；NH_4^+-N：铵态氮；NO_3^--N：硝态氮；PO_4^{3-}：磷酸根。Note: DOC: Dissolved organic carbon; DON: Dissolved organic nitrogen; NH_4^+-N: Ammonium nitrogen; NO_3^--N: Nitrate nitrogen; PO_4^{3-}: Phosphate.

图 1 微塑料对农田生态系统核心功能的综合影响示意图

Fig. 1 Comprehensive impacts of microplastics on agricultural ecosystem core functions

4.2 微塑料对温室气体排放的影响

农田土壤不仅是养分循环的关键载体，同时也是大气中二氧化碳（CO_2）、甲烷（CH_4）和氧化亚氮（N_2O）等温室气体的重要来源。明确微塑料对农田土壤温室气体排放的影响机制，对农田生态环境的保护与改善具有重要科学意义。研究表明，长期存在于土壤中的微塑料是驱动温室气体排放变化的关键因素之一[82]。Yu 等[83]研究发现，PE 微塑料在短期内对水稻土 CO_2 排放无显著影响，但可使 N_2O 排放量增加 3.7 倍；与普通微塑料相比，人工老化微塑料对土壤 CO_2 和 N_2O 排放的影响不显著。然而，相较于传统 PE 微塑料，可生物降解的聚丁二酸丁二醇酯（Polybutylene succinate， PBS）微塑料可促进 N_2O 的生成[84]。石梦玄等[85]研究显示，与未添加 PS 微塑料的对照相比，大尺寸微塑料（74 μm）在低温（10 ℃和 20 ℃）条件下显著提高了农田土壤 N_2O 排放量，而小尺寸（25 μm）微塑料在 0.1%质量分数处理下使 N_2O 排放量降低了 45.9%。He 等[86]报道，添加 5%（*w*/*w*）的 LDPE 纳米级微塑料可使黑土中 CH_4 生产率提高 10.1 倍，红壤中提高 4.5 倍。Liu 等[87]研究了 Cd 和微塑料共存条件下不同降解性能的微塑料（PE、PLA）对 CH_4、CO_2 和 N_2O 排放的影响，发现 PLA 周围富集更多的 Cd，从而对温室气体排放表现出更强的长期抑制效应。最近的研究还发现，与对照土壤相比，PP 微塑料使 CH_4 排

放增加 2.01 倍，聚对苯二甲酸乙二醇酯（Polyethylene terephthalate， PET）微塑料则使其降至对照的 47%；PBAT 和 PLA/PBAT 微塑料分别使 CO_2 排放增加 3.13 倍和 2.70 倍，PE 微塑料使 N_2O 排放增加 1.52 倍[88]。总体而言，传统微塑料对 N_2O 排放贡献更为显著，而可生物降解微塑料则明显促进 CO_2 排放。从全球增温潜势角度分析，可生物降解微塑料未必具有更优的环境友好性[88]。

微塑料影响土壤温室气体排放的机制主要包括（图 1）：其表面形成“塑料际”微生态位，改变微生物群落结构，富集参与碳氮代谢的功能微生物，从而促进 CO_2、CH_4 和 N_2O 的释放；微塑料及其降解产物作为外源碳输入，激发微生物代谢活性，加速有机质矿化；同时，微塑料通过调控土壤酶活性及相关功能基因的表达，直接干扰碳氮循环过程。微塑料的聚合物类型、老化状态及所含添加剂通过对微生物的毒性效应间接影响气体通量，且该过程还受土壤养分状况、pH 和有机质含量等环境因子协同调控[11, 87, 89]。值得关注的是，近年来研究发现，农田土壤中广泛存在一类以痕量气体（如 H_2、CO 和 CH_4 等）为主要能源的氧化微生物，其通过氧化这些气体支持自身生长并固定 CO_2，可能间接影响温室气体净通量[90-92]。微塑料对这类功能微生物的潜在影响，是未来需要重点探索的研究方向。

4.3 微塑料对农作物生产力的影响

农作物生产力是评估农业可持续性与生态安全的核心指标，近年来微塑料对其影响逐渐显现。微塑料通过改变土壤理化性质、影响微生物群落结构以及干扰作物生理代谢等多种途径，作用于光合作用、水分与养分吸收、氧化应激及基因表达等关键生理过程[15-16]，从而对作物生产力产生复杂影响（图 1）。例如，Greenfield 等[93]在一项冬大麦田间试验中发现，以 100 $kg·hm^{-2}$ 的剂量添加传统 PE 或可生物降解聚(3-羟基丁酸酯-co-3-羟基戊酸酯)（Poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate)， PHBV）微塑料，并未对作物产量造成显著影响。然而，Hernández-Arenas 等[94]通过盆栽试验发现，在含有微塑料的污泥改良土壤中种植番茄，虽然能增强番茄的营养生长但减少了果实产量。一项全球 Meta 分析表明，微塑料对作物生理性状的影响因微塑料的类型和粒径不同而存在差异，可生物降解微塑料和 PS 微塑料显著降低作物生理性状，而聚丙烯腈（Polyacrylonitrile，PAN）则显著提高作物生理性状；此外，小于 500 μm 的微塑料导致生理性状下降 4.58%，而大于等于 500 μm 的微塑料则造成更大的下降幅度，降幅达 50.92%[95]。Sutanto 等[96]研究认为在 2017—2023 年间，由微塑料导致的全球水稻、小麦、玉米、番茄和豌豆等主要作物的年产量降低率为 0.4%~34.7%。Zhu 等[97]最近通过微塑料—光合作用耦合模型估算发现，全球三大主粮作物（水稻、小麦和玉米）的年产量因微塑料污染减少约 1.10 亿~3.61 亿 t，约占全球总产量的 4.11%~13.52%，凸显微塑料对全球粮食安全构成的严峻威胁。总体而言，微塑料通常干扰植物生理功能、抑制农作物生产力并削弱土壤生态系统服务，但其具体影响因微塑料自身特性（尺寸、浓度、形状及老化程度等）存在较大差异。通常，大粒径和高浓度微塑料带来的负面效应更为显著，但有意思的是纤维状微塑料在某些情境中甚至表现出对作物生产力的一定促进作用，其潜在机制可能与其改善土壤通气性、形成有利于根系延伸和附着的物理结构有关[98]。尤其值得关注的是，可生物降解微塑料在快速降解过程中释放大量微碎片和外源碳，对土壤微生态影响可能较传统微塑料更为强烈，某些情况下其对作物和土壤功能的负面影响甚至更为严重[98]。尽管当前通过盆栽试验、田间观测与模型模拟等方法已初步揭示微塑料对农作物产量的潜在影响，但它在真实农业环境中的复合效应、长期累积风险，以及与气候变化因子之间的交互机制，仍存在大量不确定性，亟需系统、深入的研究。

4.4 微塑料对土壤健康的影响

土壤健康是指土壤基于其物理、化学和生物属性，可持续支持农业生产、维持环境质量、促进生态与人类健康，并实现多利益相关者协同的综合能力[99-100]。系统评估土壤健康状况，并量化微塑料污染对农田土壤及生态系统服务功能的影响，有助于识别由此带来的潜在生态风险，进而为自然资源管理和土壤修复策略的制定提供科学依据。目前，针对微塑料影响土壤健康的研究大多集中于某些单一指标，而从系统层面全面评估其生态服务功能的研究仍相对有限。例如，Gao 等[16]通过全球 Meta 分析定量评估微塑料对土壤健康的影响，发现其累积效应对土壤性质、动物群落及作物生长等单一指标均表现出负面效应。Chen 等[101]进一步整合 Meta 分析与层次分析法，从微生物多样性、污染物迁移、作

物生长、动物健康及温室气体排放等多个指标综合评价了微塑料对土壤健康水平的整体影响，发现微塑料导致土壤健康水平平均下降 10.2%（区间为-17.5%至-2.57%），该结果为理解其系统性危害提供了更全面的证据。随着农田土壤健康评估指标体系和操作程序的不断完善，多目标协同、多主体参与、适用于不同区域与作物类型的农田土壤健康评价体系已逐步建立[102-103]。然而，针对微塑料污染对农田土壤健康综合影响的系统性评估框架目前尚未建立，该领域仍存在明显的研究空白。

5 展 望

微塑料作为一种新兴污染物，已在农田土壤中广泛存在，其潜在的生态风险受到全球广泛关注，并迅速成为农业与环境领域的研究热点。现有研究表明，微塑料可通过改变土壤物理化学性质、影响生物群落结构等方式破坏农田土壤生态系统的正常功能，对土壤健康构成潜在威胁（图 1）。然而，目前关于微塑料影响农田土壤生态系统功能的内在机制、长期效应及系统性的生态风险评估仍存在明显不足。因此，建议未来重点在以下方面展开深入研究：

（1）阐明不同类型微塑料在真实农田环境中的生态效应差异及其作用机制。目前的研究多集中于单一类型的常见微塑料，而对多类型微塑料共存体系及其添加剂（如增塑剂、稳定剂）在土壤中的行为与生态效应仍缺乏系统认知。尤其需重视“可生物降解塑料”作为替代品潜在的次生风险，其在降解过程中释放的微碎片、溶解性有机质以及添加剂可能引发较传统塑料更为复杂的长期生态效应。因此，有必要系统探究不同聚合物种类、浓度、尺寸和形状的微塑料在复合条件下，以及其所含添加剂对土壤生物地球化学循环过程、生物功能群及基因表达等方面的差异性影响。同时，应重点在环境相关浓度（如低于 0.1%（*w*/*w*））下开展研究，并充分考虑不同土壤类型因理化性质差异对微塑料环境行为与效应的调控作用，从而为精准评估其生态风险提供科学依据。

（2）加强微塑料长期暴露下的生态效应与累积风险研究。土壤-微塑料系统具有复杂的物理、化学与生物界面过程，其长期风险包括微塑料的老化、迁移、食物网传递及复合毒性等多尺度效应。上述过程同时受微塑料自身特性（如氧化程度与降解产物形态）、土壤环境（如酸化、干旱、盐渍化和冻融等）和气候因子（如光照、降水和变暖等）的共同调控。因此，应建立长期野外观测与模拟实验平台，重点研究微塑料在极端气候和全球变化背景下的生态行为与耦合机制，以期为农田生态系统健康与可持续管理提供理论支持和调控策略。

（3）发展微塑料的精准分析方法和多技术融合策略。微塑料在土壤中的迁移、转化与效应涉及多界面复杂过程，其在微观尺度上的形态和生物效应仍难以准确捕捉。因此，亟需突破复杂土壤基质中微塑料特别是纳米塑料的原位、实时定性与定量技术瓶颈，推动宏组学（基因组、转录组、蛋白组、代谢组）、单细胞计数、荧光标记、稳定性同位素示踪与纳米二次离子质谱等技术的协同应用，从微观尺度揭示微塑料–微生物–土壤界面的互作机制。

（4）构建多介质多营养层次的系统风险评估框架与绿色治理技术体系。当前研究多局限于单一介质或生物类群，未来应推进“土壤–植物–动物–人体”全链条传输与效应建模，系统阐明微塑料及其复合污染物在食物网中的迁移、转化与富集机制，并综合评估其健康风险。同时引入人工智能与机器学习方法，开发风险智能预测模型，为风险预警与精准管控提供决策支持。在此基础上，应积极推动将基础研究成果转化为管理实践，为我国《新污染物治理行动方案》中微塑料的风险管控提供科学支撑，并探索制定基于生态效应的微塑料土壤环境基准与标准。此外，还应研发涵盖源头减量、过程阻断和末端修复的绿色技术体系，如可生物降解替代材料、合成微生物组修复、酶工程技术等，为农田环境保护与农业可持续发展提供技术支撑。

在上述重点领域开展深入研究，将有助于系统阐释微塑料在农田生态系统中的环境行为、生态效应与风险形成机制，助力开发高效、低成本的污染防控与修复技术，为实现绿色农业与土地可持续利用提供理论支撑与实践路径。

参考文献（References）

[1] Thompson R C, Olsen Y, Mitchell R P, et al. Lost at sea: Where is all the plastic?[J]. Science, 2004, 304(5672): 838.

[2] Thompson R C, Courtene-Jones W, Boucher J, et al. Twenty years of microplastic pollution research—What have we learned?[J]. Science, 2024, 386(6720): eadl2746.

[3] Rillig M C, Lehmann A. Microplastic in terrestrial ecosystems[J]. Science, 2020, 368(6498): 1430-1431.

[4] Nizzetto L, Futter M, Langaas S. Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin?[J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(20): 10777-10779.

[5] 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.]

[6] Zhang L S, Xie Y S, Liu J Y, et al. An overlooked entry pathway of microplastics into agricultural soils from application of sludge-based fertilizers[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(7): 4248-4255.

[7] Ren S Y, Wang K, Zhang J R, et al. Potential sources and occurrence of macro-plastics and microplastics pollution in farmland soils: A typical case of China[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2024, 54(7): 533-556.

[8] Deng P, Hu X G, Wang R Q, et al. Spatial risks of microplastics in soils and the cascading effects thereof[J]. Environmental Science & Technology, 2025, 59(21): 10299-10309.

[9] 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.

[10] Jin T Y, Tang J C, Lyu H H, et al. Activities of microplastics (MPs) in agricultural soil: A review of MPs pollution from the perspective of agricultural ecosystems[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2022, 70(14): 4182-4201.

[11] Xu Z M, Deng X Y, Lin Z, et al. Microplastics in agricultural soil: Unveiling their role in shaping soil properties and driving greenhouse gas emissions[J]. Science of the Total Environment, 2025, 958: 177875.

[12] Wang Y F, Liu Y J, Fu Y M, et al. Microplastic diversity increases the abundance of antibiotic resistance genes in soil[J]. Nature Communications, 2024, 15: 9788.

[13] Khan A R, Ulhassan Z, Li G L, et al. Micro/nanoplastics: Critical review of their impacts on plants, interactions with other contaminants (antibiotics, heavy metals, and polycyclic aromatic hydrocarbons), and management strategies[J]. Science of the Total Environment, 2024, 912: 169420.

[14] Aralappanavar V K, Mukhopadhyay R, Yu Y X, et al. Effects of microplastics on soil microorganisms and microbial functions in nutrients and carbon cycling–A review[J]. Science of the Total Environment, 2024, 924: 171435.

[15] Chang N, Chen L, Wang N, et al. Unveiling the impacts of microplastic pollution on soil health: A comprehensive review[J]. Science of the Total Environment, 2024, 951: 175643.

[16] Gao H H, Liu Q, Yan C R, et al. Macro-and/or microplastics as an emerging threat effect crop growth and soil health[J]. Resources, Conservation and Recycling, 2022, 186: 106549.

[17] Wei Y Q, Chen Y L, Cao X D, et al. Modeling of microplastics migration in soil and groundwater: Insights into dispersion and particle property effects[J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(34): 15224-15235.

[18] Chen Q Q, Shi G T, Revell L E, et al. Long-range atmospheric transport of microplastics across the southern hemisphere[J]. Nature Communications, 2023, 14: 7898.

[19] Severe E, Surridge B W J, Fiener P, et al. The transport of microplastics from soil in response to surface runoff and splash erosion[J]. Environmental Science & Technology, 2025, 59(27): 14063-14074.

[20] Yao S, Li X N, Wang T, et al. Soil metabolome impacts the formation of the eco-*Corona* and adsorption processes on microplastic surfaces[J]. Environmental Science & Technology, 2023, 57(21): 8139-8148.

[21] Shi X D, Chen Z J, Wei W, et al. Toxicity of micro/nanoplastics in the environment: Roles of plastisphere and eco-*Corona*[J]. Soil & Environmental Health, 2023, 1(1): 100002.

[22] Ou Q, Xu Y H, Wang X T, et al. Dissolved black carbon facilitates the photodegradation of microplastics *via* molecular weight-dependent generation of reactive intermediates[J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(34): 15181-15193.

[23] Lin Z Y, Jin T, Zou T, et al. Current progress on plastic/microplastic degradation: Fact influences and mechanism[J]. Environmental Pollution, 2022, 304: 119159.

[24] Xie L Y, Zhu K C, Chen N, et al. A critical review of an environmental risk substance induced by aging microplastics: Insights into environmentally persistent free radicals[J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(51): 22502-22518.

[25] Han Y J, Teng Y. Research progress on ecological effects and microbial degradation of biodegradable plastics in soils[J]. Acta Pedologica Sinica, 2025, 62(6): 1585-1597. [韩玉娟, 滕应. 土壤中生物可降解塑料的生态效应及微生物降解研究进展[J]. 土壤学报, 2025, 62(6): 1585-1597.]

[26] Cao T Y, Sun K L, He E, et al. Diverse perspectives illuminate the intestinal toxicity of traditional and biodegradable agricultural film microplastics to *Eisenia fetida* under varying exposure sequences[J]. Environmental Science & Technology, 2025, 59(20): 9943-9954.

[27] Ilyas M, Duarte C M, Xu E G, et al. Ecological effects of micro/nanoplastics on plant-associated food webs[J]. Trends in Plant Science, 2025, 30(5): 526-538.

[28] Luo Y M, Li L Z, Feng Y D, et al. Quantitative tracing of uptake and transport of submicrometre plastics in crop plants using lanthanide chelates as a dual-functional tracer[J]. Nature Nanotechnology, 2022, 17(4): 424-431.

[29] Li L Z, Luo Y M, Li R J, et al. Effective uptake of submicrometre plastics by crop plants *via* a crack-entry mode[J]. Nature Sustainability, 2020, 3(11): 929-937.

[30] Li S Q, Zhu Y, Zhong G B, et al. Comprehensive assessment of environmental emissions, fate, and risks of veterinary antibiotics in China: An environmental fate modeling approach[J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(12): 5534-5547.

[31] Xing C Y, Ge J X, Chen R C, et al. Strategies to reduce uncertainties from the best available physicochemical parameters used for modeling novel organophosphate esters across multimedia environments[J]. Environmental Science & Technology, 2025, 59(12): 6224-6234.

[32] Yu Y X, Battu A K, Varga T, et al. Minimal impacts of microplastics on soil physical properties under environmentally relevant concentrations[J]. Environmental Science & Technology, 2023, 57(13): 5296-5304.

[33] Dong Y H, Ren L D, Jia X X, et al. Microplastics decrease soil compressibility but have no major impact on soil physical properties[J]. Soil and Tillage Research, 2025, 253: 106688.

[34] Guo Z Q, Li P, Yang X M, et al. Soil texture is an important factor determining how microplastics affect soil hydraulic characteristics[J]. Environment International, 2022, 165: 107293.

[35] Lozano Y M, Lehnert T, Linck L T, et al. Microplastic shape, polymer type, and concentration affect soil properties and plant biomass[J]. Frontiers in Plant Science, 2021, 12: 616645.

[36] Dissanayake P D, Kim S, Sarkar B, et al. Effects of microplastics on the terrestrial environment: A critical review[J]. Environmental Research, 2022, 209: 112734.

[37] Lan G X, Huang X H, Li T Q, et al. Effect of microplastics on carbon, nitrogen and phosphorus cycle in farmland soil: A meta-analysis[J]. Environmental Pollution, 2025, 370: 125871.

[38] Zhou J, Xu H B, Xiang Y Z, et al. Effects of microplastics pollution on plant and soil phosphorus: A meta-analysis[J]. Journal of Hazardous Materials, 2024, 461: 132705.

[39] Chen G L, Guo S S, Liu L N, et al. Effects of microplastics on microbial community and greenhouse gas emission in soil: A critical review[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2025, 289: 117419.

[40] Li C T, Cui Q, Li Y, et al. Effect of LDPE and biodegradable PBAT primary microplastics on bacterial community after four months of soil incubation[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 429: 128353.

[41] Chai B W, Li X, Liu H, et al. Bacterial communities on soil microplastic at Guiyu, an E-Waste dismantling zone of China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020, 195: 110521.

[42] Luo G W, Jin T, Zhang H R, et al. Deciphering the diversity and functions of plastisphere bacterial communities in plastic-mulching croplands of subtropical China[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 422: 126865.

[43] Koskei K, Munyasya A N, Wang Y B, et al. Effects of increased plastic film residues on soil properties and crop productivity in agro-ecosystem[J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 414: 125521.

[44] 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.

[45] Ya H B, Xing Y, Zhang T, et al. LDPE microplastics affect soil microbial community and form a unique plastisphere on microplastics[J]. Applied Soil Ecology, 2022, 180: 104623.

[46] Bao R Q, Pu J R, Xie C L, et al. Aging of biodegradable blended plastic generates microplastics and attached bacterial communities in air and aqueous environments[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 434: 128891.

[47] Chen Y L, Gao B, Yang Y, et al. Tracking microplastics biodegradation through CO_2 emission: Role of photoaging and mineral addition[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 439: 129615.

[48] Gao S H, Fu Y B, Peng X Y, et al. Microplastics trigger soil dissolved organic carbon and nutrient turnover by strengthening microbial network connectivity and cross-trophic interactions[J]. Environmental Science & Technology, 2025, 59(11): 5596-5606.

[49] Liu M L, Feng J G, Shen Y W, et al. Microplastics effects on soil biota are dependent on their properties: A meta-analysis[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2023, 178: 108940.

[50] Wan L F, Cheng H, Liu Y Q, et al. Global meta-analysis reveals differential effects of microplastics on soil ecosystem[J]. Science of the Total Environment, 2023, 867: 161403.

[51] Guo S, Wang Q, Li Z S, et al. Ecological risk of microplastic toxicity to earthworms in soil: A bibliometric analysis[J]. Frontiers in Environmental Science, 2023, 11: 1126847.

[52] Wang H, Guo S Q, He F L, et al. The combined effects of polystyrene nanoplastics with nickel on oxidative stress and related toxic effects to earthworms from individual and cellular perspectives[J]. Science of the Total Environment, 2024, 912: 168819.

[53] Mondal T, Jho E H, Hwang S K, et al. Responses of earthworms exposed to low-density polyethylene microplastic fragments[J]. Chemosphere, 2023, 333: 138945.

[54] Chen K Y, Tang R G, Luo Y M, et al. Transcriptomic and metabolic responses of earthworms to contaminated soil with polypropylene and polyethylene microplastics at environmentally relevant concentrations[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 427: 128176.

[55] Han Y N, Fu M R, Wu J H, et al. Polylactic acid microplastics induce higher biotoxicity of decabromodiphenyl ethane on earthworms (*Eisenia fetida*) compared to polyethylene and polypropylene microplastics[J]. Science of the Total Environment, 2023, 862: 160909.

[56] Yang X X, Zhang X M, Shu X, et al. The effects of polyethylene microplastics on the growth, reproduction, metabolic enzymes, and metabolomics of earthworms *Eisenia fetida*[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2023, 263: 115390.

[57] Zhang X C, Ruess L. Microplastics lead to behavioral disorders in soil nematode movement, foraging and food choice[J]. Pedobiologia, 2025, 111: 151054.

[58] Zhang X C, Menzel R, Ruess L. The impact of microplastic on nematodes: Soil type, plastic amount and aging as determinants for the fitness of *Caenorhabditis* elegans[J]. Applied Soil Ecology, 2025, 206: 105883.

[59] Xu G H, Yang Y, Yu Y. Size effects of polystyrene microplastics on the accumulation and toxicity of (semi-) metals in earthworms[J]. Environmental Pollution, 2021, 291: 118194.

[60] Yin L S, Wen X F, Huang D L, et al. Interactions between microplastics/nanoplastics and vascular plants[J]. Environmental Pollution, 2021, 290: 117999.

[61] Zhou C Q, Lu C H, Mai L, et al. Response of rice (*Oryza* sativa L.) roots to nanoplastic treatment at seedling stage[J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 401: 123412.

[62] Pignattelli S, Broccoli A, Renzi M. Physiological responses of garden cress (*L. sativum*) to different types of microplastics[J]. Science of the Total Environment, 2020, 727: 138609.

[63] Shi X W, Shi R Y, Fu X P, et al. Impact of microplastics on plant physiology: A meta-analysis of dose, particle size, and crop type interactions in agricultural ecosystems[J]. Science of the Total Environment, 2024, 955: 177245.

[64] Wu X, Liu Y, Yin S S, et al. Metabolomics revealing the response of rice (*Oryza* sativa L.) exposed to polystyrene microplastics[J]. Environmental Pollution, 2020, 266: 115159.

[65] Zhang Q G, Zhao M S, Meng F S, et al. Effect of polystyrene microplastics on rice seed germination and antioxidant enzyme activity[J]. Toxics, 2021, 9(8): 179.

[66] Al Mamun A, Prasetya T A E, Dewi I R, et al. Microplastics in human food chains: Food becoming a threat to health safety[J]. Science of

the Total Environment, 2023, 858: 159834.

[67] Han M M, Liu H Q, Zhu T, et al. Toxic effects of micro(nano)-plastics on terrestrial ecosystems and human health[J]. Trends in Analytical Chemistry, 2024, 172: 117517.

[68] Kajal S, Thakur S. Coexistence of microplastics and heavy metals in soil: Occurrence, transport, key interactions and effect on plants[J]. Environmental Research, 2024, 262: 119960.

[69] Astner A F, Gillmore A B, Yu Y X, et al. Formation, behavior, properties and impact of micro- and nanoplastics on agricultural soil ecosystems (a Review)[J]. NanoImpact, 2023, 31: 100474.

[70] Ramachandraiah K, Ameer K, Jiang G H, et al. Micro- and nanoplastic contamination in livestock production: Entry pathways, potential effects and analytical challenges[J]. Science of the Total Environment, 2022, 844: 157234.

[71] Chen M J, Khan A R, Memon M S, et al. Microplastics and nanoplastics across the food web: Challenges and mitigation strategies in securing human health[J]. Process Safety and Environmental Protection, 2025, 201: 107586.

[72] Xiang Y Z, Rillig M C, Peñuelas J, et al. Global responses of soil carbon dynamics to microplastic exposure: A data synthesis of laboratory studies[J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(13): 5821-5831.

[73] Li Y P, Yan Q, Zou C N R, et al. Microplastic-induced alterations in soil aggregate-associated carbon stabilization pathways: Evidence from $\delta^{13}C$ signature analysis[J]. Environmental Science & Technology, 2025, 59(11): 5545-5555.

[74] Shi J, Lu L J, Sun Y Z, et al. A double-edged sword of biodegradable microplastics on the soil microbial carbon pump[J]. Global Change Biology, 2025, 31(6): e70313.

[75] Wang J, Tanentzap A J, Sun Y Z, et al. Microplastic-derived dissolved organic matter regulates soil carbon respiration *via* microbial ecophysiological controls[J]. Environmental Science & Technology, 2025, 59(32): 17334-17348.

[76] Sun Y Z, Li X F, Li X M, et al. Deciphering the fingerprint of dissolved organic matter in the soil amended with biodegradable and conventional microplastics based on optical and molecular signatures[J]. Environmental Science & Technology, 2022, 56(22): 15746-15759.

[77] Liu Y, Zhang T Q, Zhu L H, et al. Incorporation of microbial strategies for carbon-utilization in interpreting soil priming effects induced by microplastics[J]. The Innovation, 2025, 6(10): 100979.

[78] Iqbal S, Xu J C, Arif M S, et al. Do added microplastics, native soil properties, and prevailing climatic conditions have consequences for carbon and nitrogen contents in soil?A global data synthesis of pot and greenhouse studies[J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(19): 8464-8479.

[79] Li Z L, Feng C H, Lei J M, et al. Farmland microhabitat mediated by a residual microplastic film: Microbial communities and function[J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(8): 3654-3664.

[80] Rong L L, Wang Y, Meidl P, et al. Insights into soil microbial assemblages and nitrogen cycling function responses to conventional and biodegradable microplastics[J]. Journal of Hazardous Materials, 2025, 491: 137889.

[81] Li T, Xu Z M, Liu H H, et al. Global responses of soil extracellular enzyme activities to biodegradable and nonbiodegradable microplastics: A meta-analysis of laboratory studies[J]. Environmental Science & Technology, 2025, 59(29): 15319-15328.

[82] Zhang D, Xing Y, Wang X, et al. The effect of polyvinyl chloride microplastics on soil properties, greenhouse gas emission, and element cycling-related genes: Roles of soil bacterial communities and correlation analysis[J]. Journal of Hazardous Materials, 2024, 480: 136248.

[83] Yu Y X, Li X, Feng Z Y, et al. Polyethylene microplastics alter the microbial functional gene abundances and increase nitrous oxide emissions from paddy soils[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 432: 128721.

[84] Wang J L, Liu H H, Zeb A, et al. Drought limits microplastic effects on soil greenhouse gas emissions by reducing microbial diversity[J]. Journal of Environmental Management, 2025, 392: 126843.

[85] Shi M X, Li C H, Zhou P Y, et al. Effects of microplastics with different concentrations and particle sizes on N_2O emissions from agricultural soils under different temperature conditions[J/OL]. Acta Pedologica Sinica, 2026, DOI:10.11766/trxb202406040221. [石梦玄, 李昊宸, 周鹏宇, 等. 不同温度条件下微塑料浓度和粒径对农田土壤 N_2O 排放的影响[J/OL]. 土壤学报, 2026, DOI:10.11766/trxb202406040221.]

[86] He Z B, Hou Y R, Li Y, et al. Increased methane production associated with community shifts towards *Methanocella* in paddy soils with the presence of nanoplastics[J]. Microbiome, 2024, 12: 259.

[87] Liu L N, Yang X Z, Ellam R M, et al. Evidence that co-existing cadmium and microplastics have an antagonistic effect on greenhouse gas emissions from paddy field soils[J]. Journal of Hazardous Materials, 2024, 467: 133696.

[88] Zhang L J, Wang C Y, Xie B. Microplastics and soil greenhouse gas emissions: A critical reflection on meta-analyses[J]. Environmental Science & Technology, 2025, 59(35): 18927-18935.

[89] Su P J, Gao C Y, Zhang X J, et al. Microplastics stimulated nitrous oxide emissions primarily through denitrification: A meta-analysis[J]. Journal of Hazardous Materials, 2023, 445: 130500.

[90] Bay S K, Dong X Y, Bradley J A, et al. Trace gas oxidizers are widespread and active members of soil microbial communities[J]. Nature Microbiology, 2021, 6(2): 246-256.

[91] Xu Y F, Teng Y, Dai S X, et al. Atmospheric trace gas oxidizers contribute to soil carbon fixation driven by key soil conditions in terrestrial ecosystems[J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(49): 21617-21628.

[92] Xu Y F, Teng Y, Liao J, et al. Carbon monoxide exposure stimulates growth and activity of primary producers in diverse soil ecosystems[J]. Environmental Science & Technology, 2025, 59(33): 17581-17594.

[93] Greenfield L M, Graf M, Rengaraj S, et al. Field response of N_2O emissions, microbial communities, soil biochemical processes and winter barley growth to the addition of conventional and biodegradable microplastics[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2022, 336: 108023.

[94] Hernández-Arenas R, Beltrán-Sanahuja A, Navarro-Quirant P, et al. The effect of sewage sludge containing microplastics on growth and fruit development of tomato plants[J]. Environmental Pollution, 2021, 268: 115779.

[95] Sun H P, Ai L, Wu X L, et al. Effects of microplastic pollution on agricultural soil and crops based on a global meta-analysis[J]. Land Degradation & Development, 2024, 35(2): 551-567.

[96] Sutanto A, Widodo W, Rahayu I D, et al. The impact of microplastics on yield and economic losses in selected agricultural food commodities[J]. Environmental Quality Management, 2024, 34: e22188.

[97] Zhu R J, Zhang Z Y, Zhang N C, et al. A global estimate of multiecosystem photosynthesis losses under microplastic pollution[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2025, 122(11): e2423957122.

[98] Ren Y F, Liu X D, Hu H B, et al. Do microplastics always harm agroecosystem services?A global synthesis[J]. Global Change Biology, 2025, 31(6): e70269.

[99] Lehmann J, Bossio D A, Kögel-Knabner I, et al. The concept and future prospects of soil health[J]. Nature Reviews Earth & Environment, 2020, 1(10): 544-553.

[100] Si S C, Wu Y C, Li Y, et al. The current research progress and prospects of cultivated and grassland soil health-A review[J]. Acta Pedologica Sinica, 2022, 59(3): 625–642. [司绍诚, 吴宇澄, 李远, 等. 耕地和草地土壤健康研究进展与展望[J]. 土壤学报, 2022, 59(3): 625–642.]

[101] Chen L, Qiu T Y, Huang F Y, et al. Micro/nanoplastics pollution poses a potential threat to soil health[J]. Global Change Biology, 2024, 30(8): e17470.

[102] Hannam J A, Harris M, Deeks L, et al. Developing a multifunctional indicator framework for soil health[J]. Ecological Indicators, 2025, 175: 113515.

[103] Zhang J Z, Wang G Z, Li Y Z, et al. Re-thinking the establishment of the farmland soil health assessment system[J]. Acta Pedologica Sinica, 2024, 61(4): 879-891. [张江周, 王光州, 李奕赞, 等. 农田土壤健康评价体系构建的若干思考[J]. 土壤学报, 2024, 61(4): 879-891.]

（责任编辑：陈荣府）