

土壤中塑料与微生物的相互作用及其生态效应

鞠志成^{1,2},金德才^{1,2*},邓 晔^{1,2} (1.中国科学院生态环境研究中心环境生物技术重点实验室,北京 100085; 2.中国科学院大学资源与环境学院,北京 100049)

摘要: 聚焦于土壤环境中包括微塑料在内的塑料污染,综述了微生物与土壤塑料相互作用的最新研究成果.主要包括:(i)土壤塑料的来源、迁移及其在土壤中长期贮存的基本特征;(ii)土壤微生物对塑料的影响;(iii)塑料污染对土壤微生物群落及酶活性、土壤动物、农作物生产以及对全球陆地生态系统功能的影响.最后,本文展望了未来相关研究的重点方向,包括功能微生物、实验参数设置、塑料圈、塑料与土壤微生物的大尺度及长期研究等,为从微生物角度认识和解决土壤塑料污染问题提供参考.

关键词: 塑料; 微塑料; 土壤微生物; 生态影响; 塑料圈

中图分类号: X53 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2021)05-2352-10

DOI:10.19674/j.cnki.issn1000-6923.2021.0249

The interaction between plastics and microorganisms in soil and their ecological effects. JU Zhi-cheng^{1,2}, JIN De-cai^{1,2*}, DENG Ye^{1,2} (1.Key Laboratory of Environmental Biotechnology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2.School of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China). *China Environmental Science*, 2021,41(5): 2352~2361

Abstract: The pollution of plastics and microplastics in the soil environment attracted lots of attentions in recent years. This paper reviewed the latest research progresses on the interaction between microorganisms and soil plastics. The main contents included, (i) the source and migration of soil plastics and their basic characteristics of long-term storage forms in the soil; (ii) the impacts of soil microorganism on plastics; (iii) the impacts of plastic pollution on soil microbiota, enzyme activities, animals and crop production, and the potential impact on the function of global terrestrial ecosystems. Finally, the future research directions on plastics and microplastics pollution were discussed, topics range from functional microorganisms, experimental design, plastisphere, large-scale and long-term studies on plastics and soil microorganisms. This review provided valuable references for understanding and solving plastic pollution in soil from a microbiological perspective.

Key words: plastics; microplastics; soil microorganisms; ecological impact; plastisphere

自20世纪50年代起,塑料在全球范围内被生产和使用,随着塑料及衍生物种类的增多和应用领域的拓展,它在环境中的持续积累也引发了广泛的担忧.与塑料污染相关的研究可追溯到20世纪70年代^[1-2],2004年“微塑料”一词的提出及其潜在的生态威胁,使得塑料问题再次在全球范围内引起广泛关注^[3].早期的研究主要集中于海洋等水体环境中,塑料(特别是微塑料)如何影响土壤等陆地生态系统上还不明确^[4].2012年Rillig^[5]呼吁重点关注土壤环境中的塑料及微塑料污染并得到广泛的响应,与之相关的研究陆续开展,并在塑料与微生物相互作用、动植物毒性评估^[6]、生态效应^[7]等多领域取得一定的进展.尽管如此,截至2019年,研究土壤微塑料的论文仅约占相关论文总数的5%^[8],目前总体而言仍处于起步阶段,尤其是包括微塑料在内的土壤塑料与微生物群落相互作用的研究仍相对有限.

土壤生态系统是微生物群落最为丰富的系统之一,包含巨大的功能和遗传多样性潜力.微生物在土壤碳氮等元素循环、有机质分解和维持土壤肥力等过程中起着关键作用^[9],其组成和活性是土壤质量评估的重要指标.塑料及其衍生物进入土壤会直接或间接地改变微生物群落丰度、结构、代谢等方面^[7,10].而这些变化又与塑料理化性质、微生物酶活性、功能基因的表达和迁移、动植物的不良反应等生态效应存在密切的关联,最新研究表明,土壤塑料与微生物间的相互作用关系可能远比之前所认知的复杂且深远得多^[11].

揭示土壤塑料与微生物群落的相互作用及生

收稿日期: 2020-10-12

基金项目: 国家重点研发计划(2017YFD0800102);国家自然科学基金资助项目(41977122);江苏省食品质量安全重点实验室开放课题项目(028074911709)

* 责任作者, 副研究员, dcjin@rcees.ac.cn

态学影响是研究塑料污染问题的重点和难点,但目前仍需要多层次实验证据的支撑和系统性的思考^[12]。从微生物的角度开展研究,将有助于进一步阐明土壤塑料及微塑料迁移、转化、降解的过程和机理,对进一步揭示土壤环境变化及生态毒性具有重要的意义。本文主要从微生物和生态学的角度出发对土壤塑料展开论述,重点介绍了土壤微生物与微塑料相关研究的最新进展,强调了微生物与土壤塑料污染间的紧密联系和生态效应。

1 土壤中的塑料污染

1.1 土壤塑料的来源及迁移

土壤塑料主要来自于农业覆膜^[13]、垃圾填埋场^[14]以及人为丢弃^[15],而土壤中的微塑料除了来自于较大塑料的直接破碎外,堆肥^[16]、污泥^[17]、灌溉水^[15]、轮胎磨损^[18]、大气沉降^[19]等也是微塑料进入土壤的重要途径。

塑料碎片化进入土壤后,相对较大颗粒被截留在土壤表层,在机械磨损、风化、光照、热解等物理化学及微生物降解等多因素的共同作用下,它将分解产生微塑料(MP, <5mm)^[20],甚至纳米塑料(NP, <1 μ m)^[21],并进一步深入土壤内部以团聚体等形式与土壤颗粒结合,或被土壤动物误食并通过食物链积累转移,甚至进入地下水并迁移至其它水体系统^[22]。以上这些迁移过程已被逐步认知,但从微生物研究的角度而言,塑料进入土壤后与微生物群落间的相互作用始终影响着所处的环境体系。这些微生物不仅指与其直接接触的微生物(如塑料表面生物膜),还包括在迁移过程中所处不同微环境中的微生物,如土壤动物肠道或植物根际微生物等。塑料的耐受性使其通常不能长期稳定存在于某一位置而被降解(尽管尺寸在不断减小),因此塑料在自然环境中往往只能保持相对的稳定和降解的状态,并在其整个“生命周期”中处于不断破碎和迁移之中。又由于微生物分布的广泛性,塑料和微生物间相互作用将发生在其迁移至的任何微环境中,而目前这些作用过程及生态影响尚不明确^[23]。从宏观的层面来看,除土壤环境外,海洋、淡水等水体系统也可能存在类似的、有待深入探索的相互作用。因此,在塑料的迁移过程中,有必要将其与微生物群落联系起来,并以此为基础来探讨塑料所引起的一系列生态效应。

1.2 土壤中塑料和微塑料的基本特征

塑料是指以高分子量的合成树脂为主要组分,掺入适当添加剂后加工成型的塑性材料。其多样性、延展性和耐受性等功能特点,却成为土壤环境污染中研究和治理的难点。塑料良好的延展性使其尺度范围可扩展至纳米级别,这不仅为 MP 和 NP 在水气固三相中的迁移和积累提供便利,更使其与微生物一样具有“无处不在”的广泛分布特征,加之土壤环境的高度异质性,导致了如微塑料定性和定量等相关研究的复杂程度增加^[24]。

除尺寸外,不同来源的塑料还在种类、形状和组成成分等多方面存在差别。常见的塑料类别有聚乙烯(PE)、聚丙烯(PP)、聚酰胺(PA)、聚苯乙烯(PS)、聚氯乙烯(PVC)、聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET);根据形状可分为纤维、碎片、球状、泡沫等。如污水处理厂污泥中主要含有纤维状的 PP 和 PET,而农业土壤中主要是不规则碎片和薄膜状的 PE。上述差别将直接影响到塑料在土壤中的迁移和长期贮存特性。而为了便于研究,当前实验往往使用球状的塑料微珠作为研究对象^[7,25],这可能导致评估结果的差异化。

塑料既是污染源又是污染载体。一方面,塑料及其添加剂(如增塑剂、稳定剂、抗氧化剂等)可以在塑料破碎和降解等过程中释放进入土壤^[25];另一方面,塑料的疏水性表面使其成为有害物质附着的良好载体,其中包括重金属、持久性有机污染物(如多氯联苯、多环芳烃等)和病原菌等^[16]。因此,自然环境中的土壤塑料污染通常呈现出以塑料为基质形成的复杂污染体系,这可能对由塑料自身引起的生态毒性的检测和影响研究产生干扰。

此外,尽管 MP 作为塑料的衍生物,在组分上与塑料并无明显差别,但与大尺寸塑料不同,MP 和 NP 在土壤环境中呈现出一系列新特性。例如具有多相位和远距离迁移能力、改变土壤结构和物质循环、在微尺度上与微生物细胞相互作用等^[26],这些特性不仅相互联系,还加深了塑料及其衍生物与微生物相互作用的深度和广度。

2 土壤微生物对塑料的影响

2.1 塑料表面生物膜

生物膜是附着在介质表面或与其界面相联系的复杂微生物群落。它处于高度异质的环境中,具有

重要的生态优势,例如作为营养物质积累的热点、协调复杂基质的降解、提高生态稳定性等^[27].塑料颗粒破碎后其比表面积增大,加之细菌易于吸附在疏水表面,促进了其表面生物膜的形成^[28].塑料表面生物膜首次在海水中被发现可追溯到 1972 年^[29],而直到 2011 年微塑料研究的兴起才再次受到广泛关注^[30]. Zettler 等^[30]发现,海洋中微塑料约在 1~2 周内形成生物膜,并构成独特的微生态——塑料圈(Plastisphere).塑料圈中的微生物群落在组成、结构以及遗传上与周围海水的微生物群落存在显著差异,并具有高度可变和多样化的优势功能类群,这些类群(如黄杆菌属等)可能对其生物降解至关重要^[31].与水体环境类似,土壤塑料表面的微生物群落在丰度和结构上与周围土壤和其他基质的微生物群落存在显著区别,且形成生物膜的微生物种群与非附着生长的微生物相比具有更高的代谢活性^[32-33],这可能是因为微生物对特定底物的选择引起的分类学差异,往往意味着功能性质和代谢速率的差异^[34-35].Zhang 等^[32]对大量可操作分类单元(OTU)的统计分析表明,MP 可作为农田土壤中细菌的独特栖息地,其中关键物种包括酸杆菌、绿弯菌、芽单胞菌和拟杆菌,且 MP 表面与土壤中的微生物相互作用同样复杂.此外,生物膜还可能会在塑料表面形成额外的阻力,从而减缓污染物质的释放^[36].

2.2 塑料的理化性质变化

塑料的降解是聚合的大分子链断裂的过程,受到分子量、官能团类型、疏水性和结晶度等理化参数的限制,塑料表面的非生物和生物降解过程十分缓慢.在自然条件下,光照、氧气、pH 值等环境因素均能改变塑料的理化性质,主要包括泛黄变色、含氧官能团增加、结晶度降低和机械性能变化^[37],这对于塑料的生物可利用性和降解酶的可及性有直接促进作用.通常而言,生物因素引起的聚合物降解可分为 3 个步骤,首先土壤微生物在聚合物表面定殖形成致密的生物膜,然后通过分泌的胞外水解酶使高分子的塑料解聚为小分子片段,最后微生物在有氧或厌氧条件下代谢单体和短链低聚物产生 CO₂、CH₄ 等物质^[38].微生物主导的塑料降解和转化与其理化性质的动态变化密不可分,与此同时也进一步影响其吸附和解吸特性.Zhang 等^[36]发现老化后的 PS 表现出较高的比表面积,且对土霉素的吸附能力

提高了一倍.Guo 等^[39]研究也表明,理化性质变化对疏水性有机污染物(HOC)的吸附有重要影响,这可能与塑料圈中微生物的选择作用有关.一项基于水体环境的研究发现^[40],细菌多样性与某些理化特性(如结晶度、硬度等)之间存在显著相关,这与独特的 OTU 相对丰度变化吻合,而目前土壤中仍然缺乏相关报道.作为持久性有机污染物、重金属、抗生素等污染物的优良载体,塑料理化性质的动态变化无疑增加了与微生物相互作用及其生态毒理评估的复杂性.

3 塑料在土壤环境中的生态效应

3.1 对土壤微生物的影响

3.1.1 微生物群落的组成 微生物群落的组成是土壤环境变化的重要生物学指标,对土壤生态系统的物质循环和能量交换等核心功能起着至关重要的作用^[41].已有多项研究表明,塑料及衍生物引起土壤环境条件和资源供应的压力能直接或间接地对细菌和真菌群落产生显著影响^[10,42-44].一方面,微生物群落结构和丰度变化与其承载的特定生态功能密切相关,其中较为典型的是与生物化学循环和降解相关的微生物.Qian 等^[10]发现掺入塑料碎片的土壤中 OTU 平均增加了 9.72%,且与对照土壤中的细菌群落存在显著差异.基于 Illumina 测序结果表明,在掺入塑料后一个月,土壤中优势菌由变形杆菌门转变为放线菌门,这可能是由于某些放线菌具有降解塑料及其衍生物的功能潜力^[43].此外,考虑到土壤微生物在生物地球化学循环中的关键地位,需要特别关注其对碳、氮等元素循环的影响及驱动机制.Ren 等^[43]发现 MP 通过改变与 N₂O 及 CH₄ 有关微生物的丰度来减少 N₂O 的排放,从而降低了施肥土壤的全球变暖潜能(GWP).基于属水平的共现网络分析表明,MP 的添加改变了与反硝化过程相关的细菌和真菌网络,这暗示着土壤中 MP 的存在可能会改变不同功能微生物之间的协作或竞争关系,从而形成一个独特的营养代谢网络.另一方面,微塑料可以通过改变土壤的物理特性或营养条件等间接影响土壤微生物 α 多样性和细菌群落结构^[11,45].例如增加孔隙率和改变团聚体结构等土壤关键参数,并将进一步导致土壤微生物及功能酶活性变化^[48],但这可能是多种因素共同作用的结果,如塑料的浓

度^[45]、种类^[11]、尺寸^[43]都可能造成评估结果的差异化。此外,典型增塑剂邻苯二甲酸酯(PAE)释放后可在农田土壤中积累,并通过破坏细胞膜的流动性来改变微生物群落结构和代谢活性^[47-48]。总体而言,目前塑料及微塑料引起的土壤微生物的变化研究还较为分散,这些变化的相关机理还有待进一步研究。随着宏基因组学、宏转录组学等组学技术及相关生物信息分析的进步和广泛应用,使用多组学方法可能是研究塑料引起的土壤微生物变化的发展趋势^[46,49-50]。

3.1.2 土壤酶活性的变化 微生物群落的结构和丰度的改变可以直接表现在土壤酶活性的变化上。塑料与天然土壤在组分和结构上完全不同,它在陆地生态系统中的积累将影响土壤原有的基本性质,先前的研究表明,塑料膜残留物会显著影响土壤中的酶活性和微生物功能多样性^[45,51]。同样地,微生物及酶活性等的变化也将反过来加剧土壤理化性质变化,进而影响土壤重要的生态学功能^[7,45,52]。近年来,研究重点关注于反映土壤健康和承载特定功能酶

的变化(表 1),例如,脱氢酶已被用作土壤微生物活性和功能多样性的重要指标^[53],荧光素二乙酸酯水解酶(FDAse)作为评估土壤质量短期变化的有效指标,可以代表整体微生物代谢活性^[54],过氧化氢酶作为好氧微生物指示的酶,与好氧微生物的丰度密切相关^[45]。Huang 等^[49]发现 PE 能显著增加土壤中脲酶和过氧化氢酶活性,并进一步提高了氨基酸代谢途径和异源生物降解和代谢。PP 能刺激土壤中 FDAse 活性,有利于溶解性有机碳、氮和磷的积累^[45],但也有研究指出^[8],与大多农业系统中有机碳的损失率相比,这种增加水平十分有限,更多的研究强调了土壤塑料的负面效应^[7]。如 Awet 等^[44]发现含有 PS 纳米颗粒的土壤中,脱氢酶活性和参与 N 循环(亮氨酸氨基肽酶)、P 循环(碱性磷酸酶)和 C 循环(β -葡萄糖苷酶和纤维二糖水解酶)的酶活性在第 28d 显著降低,但基础呼吸速率和代谢熵增加。进一步的研究表明,这些酶活性的变化可能与土壤稳定性团聚体的结构破坏、土壤通气性和透水性降低、土壤水分的蒸发速率提高等土壤性质的变化有密切的关联^[11]。

表 1 塑料和微塑料对土壤微生物酶活性的影响

Table 1 (Micro) plastics affect soil microbial enzyme activities

主要酶类别	塑料类型及浓度	结果	参考文献
脲酶、过氧化氢酶、转化酶	LDPE 颗粒 2000 个/kg	土壤中脲酶和过氧化氢酶活性显著增强,转化酶活性无明显变化	[51]
荧光素二乙酸酯水解酶(FDAse)、酚氧化酶	PVC 微塑料浓度为 0、7%、28%(w/w)	PVC 会刺激 2 种酶的活性,有利于土壤中溶解性有机碳、氮、磷的积累	[47]
磷酸酶、 β -葡萄糖苷酶、蛋白酶、脲酶	PAE 浓度梯度为 0,4,40 和 120mg/kg	较高浓度的 PAE 导致 β -葡萄糖苷酶活性降低和蛋白酶活性的升高,而对磷酸酶和脲酶活性影响较小	[57]
脱氢酶、FDAse	PAE 浓度与 PVC 膜残留量呈正相关,PAE 浓度为 0~2.02mg/kg	土壤微生物群落及其多样性急剧下降,脱氢酶活性和 FDAse 受到显著抑制,且脱氢酶抑制作用强于 FDAse	[58]
脱氢酶、亮氨酸氨基肽酶、碱性磷酸酶、 β -葡萄糖苷酶、纤维素酶	土壤中 PS 纳米颗粒(PS-NPs)浓度为 10、100 和 1000ng/g	5 种酶活性在第 28d 显著降低,表明 PS-NPs 对土壤微生物群落和酶有广泛且负面的影响	[45]
β -葡萄糖苷酶、脲酶、磷酸酶	PP 微塑料添加量 7%、28%(w/w)	3 种酶活性总体呈动态变化,如磷酸酶含量在第 3d 达到峰值,而后逐渐下降	[59]

3.1.3 功能基因的表达和迁移 早期研究主要关注于土壤微生物群落及其酶在组成和丰度的变化,而从功能基因角度出发研究塑料引起的微生物生态效应可能更为深入且有效^[56]。最新研究表明,塑料对微生物的组成、结构及其酶活性改变的作用机制可能与某些重要的功能基因表达紧密相关(表 2)。Jin 等^[57-58]对土壤中典型增塑剂邻苯二甲酸二丁酯

(DBP)进行了一系列深入研究,发现 DBP 能够显著诱导降解菌的邻苯二甲酸酯双加氧酶基因表达水平,而邻苯二甲酸二甲酯(DMP)增加了土壤中有机质的消耗,涉及碳代谢、氮代谢和信号调节途径的基因表达水平的提高可能是碳氮代谢加速的重要原因^[59]。Qian 等^[10]进一步在长期受地膜污染的原位土壤中检测到了与 3 种碳循环相关和与 5 种氮循环相

关的基因表达变化,发现土壤中的固碳基因(*cbbL*)和2个碳源水解酶编码基因(*chi-A*和 β -*glu*)均不同程度地降低,且基因丰度与相关微生物及酶的活性变化保持一致;与固氮相关基因 *nifH* 的丰度显著增加,而与反硝化相关的 *nirK* 基因和氨氧化相关基因 *amoA* 丰度降低,*nosZ*和*nirS*比*nirK*基因表现更为活跃.总之,这些关键功能基因表达水平的变化可能直接导致了土壤有机质和总氮含量降低,而氮、碳代谢加速是土壤微生物最具生态破坏性的后果之一,例如土壤碳代谢速率的上升可导致 CO₂ 加速释放,反之又将改变土壤微生物群落的组成、结构、相互作用及其生态功能^[60].

此外,塑料较少被探索的特性是它们作为水平基因转移(HGT)的“热点”的潜力.土壤生物,特别是传代周期较短的微生物,持续暴露于塑料污染水平不断增加的环境中,将不可避免地受到这种新型人为污染源的进化压力^[26].HGT 驱动的细菌进化和适

应的核心表现形式是各种移动遗传元件(MGE),例如质粒等^[61].受到农药施用等农业生产方式的影响,HGT 活跃的区域恰恰是塑料和抗生素所集中的热点区域.例如施肥后的土壤可作为热点并增强质粒的活跃性,促进 HGT 频率的增加^[62],如果与抗生素联用,这种效果将是协同的^[63],加之土壤中残留塑料的叠加作用,HGT 热点效应预计将被进一步放大.此外,塑料表面生物膜可表现出较高的营养利用率和细胞密度,允许微生物间强烈的相互作用,并引起基因的水平转移^[64-65],因此塑料生物膜也可能作为 HGT 重要的热点源.广泛存在于环境中的塑料碎片近年来被证明是抗生素的良好载体,Arias 等^[66]和 Wu 等^[65]分别在水生生态系统中证实 MP 增加了不同细菌类群间抗生素抗性基因(ARGs)的基因转移水平,并成为生物膜形成和基因交换的新型基质,这将可能在全球范围内对细菌的进化和人类健康产生深远的影响.

表2 塑料和微塑料对微生物功能基因表达与迁移的影响

Table 2 (Micro) plastics affect the expression and migration of microbial functional genes

功能基因	物种	污染物类型	主要影响	参考文献
<i>NarGHIJ</i> , <i>NasAB</i> , <i>NxrAB</i> , <i>NirBD</i> 和 <i>NorBC</i> 等	-	邻苯二甲酸二甲酯(DMP)	DMP 浓度与氮循环、糖酵解途径、TCA 循环、戊糖磷酸途径和 DMP 降解途径相关的基因丰度呈正相关.这些信号调节途径中基因丰度增加可能是 DMP 加速氮碳代谢的根本原因	[63]
<i>kdpD</i> , <i>kdpF</i> , <i>gntK</i> , <i>garR</i> 等	荧光假单胞菌	DMP	荧光假单胞菌中涉及能量代谢基因、ATP 结合盒转运基因和双组分系统基因发生显著变化,DMP 污染抑制了荧光假单胞菌的能量代谢和信号转导系统	[71]
<i>Cbb L</i> , β - <i>glu</i> , <i>chi-A</i> , <i>nifH</i> , <i>nosZ</i> , <i>nirS</i> , <i>nirK</i> , <i>amoA</i>	-	残留的塑料膜(RPF)	RPF 污染降低了土壤有机质和总氮含量,调节了碳氮循环相关基因的活性,从而降低了土壤肥力	[10]
<i>Muc1</i> , <i>Muc2</i> , <i>Ano1</i> , <i>Cfr</i> 等	小鼠	PS	肠黏液分泌、离子转运蛋白和丙酮酸分解等主要代谢途径相关的功能基因受到 PS 显著影响,引起小鼠肠道菌群失调、肠屏障功能障碍和代谢异常	[72]
<i>gst-4</i>	线虫	PA、PE、PP、PVC、PS	多种 MP 暴露均能引起线虫肠道中氧化应激基因 GST-4 表达增强,引起肠道组织的氧化损伤	[73]
ARGs	假单胞菌	PVC	ARGs 和病原微生物在塑料表面选择性富集,并作为它们进入淡水生态系统的媒介	[69]
ARGs	大肠杆菌、假单胞菌	PS	与游离细菌或天然基质相比,MP 表面生物膜的细菌中含有 ARGs 的质粒转移频率显著增加, HGT 可能对微生物群落生态和水生细菌的进化产生深远影响	[70]

注:-为文献中未提及.

3.2 对土壤动物的影响

土壤动物是物质循环中的重要消费者,并在改善土壤性质和提高土壤肥力等方面扮演重要的角色.土壤动物对塑料颗粒的误食及组织积累可能引起多种不良的连锁反应,当前主要以蚯蚓、线虫等为

模式物种进行研究.在毒理特征上,通常表现为引起如生物积累^[70],组织损伤^[71],生长代谢抑制^[72]、氧化应激和免疫反应^[71]、神经毒性^[73]、高死亡率^[4]等不良反应;在毒理机制上,塑料对土壤动物肠道的机械损伤及其对功能微生物群落的改变可能是引发一

系列病症的重要原因^[68].Zhu 等^[72]研究了小鼠肝、肾和肠道内的塑料蓄积,发现肠道的生物蓄积因子最高,而肠道微生物与个体健康之间具有紧密关联.此外,有研究表明塑料能显著影响肠道微生物群落结构造成菌群失调,这与执行主要代谢途径的肠道菌群中某些功能基因密切相关,例如与肠道粘蛋白分泌及离子转运相关的 *Muc2* 和 *Cftr* 等基因的转录水平显著降低^[68].Lei 等^[69]还发现多种类型的塑料能直接降低线虫肠道内钙离子水平及氧化应激基因 *GST-4* 的表达,引起肠道组织的氧化损伤.总之,从微生物功能基因层面阐释土壤动物的相关病理反应对于深入了解其生态毒理机制可能十分重要,此外,鉴于已有研究证实塑料可通过家禽等途径进入食物链并可转移至各级营养水平^[6],有必要关注塑料在不同土壤动物中的生物蓄积性及对人体健康的潜在威胁.

3.3 对农作物的影响

塑料覆膜在提高作物产量、品质及用水效率等方面的突出优势,使其在全球农业生产中得以广泛应用并成为土壤塑料污染的主要来源之一.中国是目前农用塑料使用最多的国家,并呈快速增长趋势,1991~2017 年,农业生产中使用的塑料薄膜数量增长了近 4 倍^[75].尽管长期以来农田土壤覆膜被认为是廉价且有益的农业生产技术,但考虑到其低回收率导致塑料碎片的积累,加之近年来对 MP 及其衍生物危害认识的不断深入,许多研究者也对于地膜的使用转向批判的态度^[76-77],Steinmetz 等^[78]认为农业覆膜带来的短期农业收益是以长期土壤退化为代价.低密度聚乙烯(LDPE)是最常用的农用薄膜,其残留物的不当管理会对土壤理化特性、土壤动物、微生物群落等多层次上造成显著影响,进而对农作物发病率、产量、质量等产生一系列负面效应^[79-80].Zhang 等^[46]对蔬菜种植区土壤样品中 LDPE 丰度和分布进行调查,塑料浓度范围为 7100~42960 个/kg,其中 92%呈纤维状,且 MP 浓度远高于大尺寸塑料,这暗示着农田土壤中高浓度塑料对作物生长的潜在威胁.Qi 等^[77]在添加 1%LDPE 的土壤中观察到作物根际微生物的群落结构和活性的改变,小麦种子及幼苗的生长受到显著抑制.然而,考虑到塑料密度远低于土壤颗粒,这将导致土壤容重降低并可能有利于根系的生长,Machado 等^[80]进一步研究了 6

种不同的 MP 对土壤质量和葱生长的影响,发现植物组织、生物量、根周及根际共生微生物活性均发生显著变化,其中 PE 通过提高丛枝菌根真菌丰度及其养分利用率,从而增加了作物的生物量.需要注意的是,不同实验往往在塑料种类、浓度以及农作物的选择上不一致,这导致不同研究中对作物生长影响的判断可能存在一定差异.一项基于中国农田土壤塑料调查的综述表明^[75],塑料残留物在 0~240kg/hm² 之间时,玉米、小麦、马铃薯、棉花等常见作物的产量无明显影响,但随着时间的推移,作物产量会随塑料残留物浓度的增加而降低;当其含量大于 240kg/hm² 时,农作物产量明显下降.最新研究还表明,生菜和小麦等农作物可从根部吸收 PS 微粒并向其他组织转移^[81];MP 能在群落水平上显著影响植物生产力、结构和优势地位,有必要进一步研究其级联效应对生态系统功能的影响^[82].

此外,增塑剂在农业土壤中的广泛存在也威胁着土壤质量和生产力,PAE 及其典型化合物 DBP 是覆膜常用添加剂并具有三致效应和内分泌干扰等危害^[83],近年来备受国内外研究者关注.Kong 等^[42]研究了 DBP 对土壤-蔬菜系统的影响,结果表明 DBP 可以在蔬菜组织中积累并具有增强效应,同时也会使土壤细菌的多样性显著降低.Ramos 等^[84]对 PE、土壤和农药之间的相互作用展开调查,发现 PE 不仅能充当农药富集的载体,保护其免于降解,还可由此迁移到其他环境介质中.此外,农药和肥料的施用可能导致抗生素、ARGs 和 MP 等的混合污染^[85],这使得 ARGs 在土壤中的传播成为一个新的挑战,且这些复合污染物与土壤微生物之间的相互作用机制目前还有待进一步研究.

3.4 对全球陆地生态系统的影响

塑料污染是全球范围内最广泛、最持久的人为压力源之一.尽管陆地只占地球面积约三分之一,但所包含的生物多样性总和却比海洋大 5 倍,据估计每年向全球陆地释放的塑料总量是海洋的 4~23 倍^[16].研究发现,塑料可作为土壤碳源进入并赋存于陆地生态系统,并引起土壤物理特性和生物群系的变化,对陆地生态系统的物质循环和能量流动产生广泛而深远的影响^[80,86],具体而言,主要表现在土壤生物物理环境、地球化学循环和生态毒理学等方面,而土壤微生物群落在其中扮演着重要的角色.从较

短的时间尺度上看,塑料污染在全球陆地生态系统中积累扩散,通过改变环境条件和资源供应,进而影响土壤微生物群落所介导的多种生态系统服务和功能水平,包括对影响陆地生态系统的物质循环、加速 CO₂ 和 CH₄ 等温室气体的排放、土壤肥力和生产力的下降^[7,10,43]。从更长的时间尺度上看,评估其导致陆地生态系统中微生物多样性的丧失和潜在进化也可能十分重要。土壤团聚体是相对稳定的实体,可作为微生物进化的孵化器。MP 的暴露、摄入和转化可能引起细胞毒性,此外,塑料引起土壤团聚体及孔隙分布的变化还会对土壤生物区系施加一定的选择压力,并产生多种进化后果,例如导致种群内的功能基因型发生变化,甚至某些土壤生物群的灭绝^[26]。MP 作为多种污染物质的载体,加之其微尺度、跨地域的迁移和分散为病原体或微生物及其移动遗传元件提供了理想条件,可以充当 HGT 和微生物进化的“热点”,非致病性的微生物可以潜在地获取并迅速传播抗生素抗药性基因,这类具有全球性的潜在生态风险和人体健康危害也需要引起足够的重视^[87]。总而言之,塑料污染是全球陆地生态系统的新兴威胁,是全球陆地生态系统变化的驱动力之一。

综上,长期以来,塑料污染深入且持久地威胁着全球陆地生态系统,并与微生物发生广泛而紧密的相互作用,引起一系列复杂的生态学效应,特别是近年来与微塑料相关的研究推动着对该问题的进一步思考和探索。未来仍需大量研究对土壤塑料与微生物群落间相互作用及生态影响进行整体性的认识和评估,此外,需要通过进一步地认识和利用与塑料降解和转化密切相关的微生物资源,以更好地服务于土壤塑料污染的治理。

4 总结与展望

4.1 目前已观察到微生物群落及其相关酶对塑料及其衍生物的生态响应,还需要重点研究这些变化与功能基因之间的关系,以揭示土壤性质改变和生态功能相关的变化和调节机制。

4.2 研究中涉及的微生物和酶类群在不同实验条件下存在较大差异,其结论有时也表现出不一致甚至相反的特点。有必要对更多塑料参数(类型、浓度、尺寸等)、动植物类型和环境条件等进行综合考量,以准确而全面地评估塑料引起的生态效应。

4.3 早年塑料生物膜研究仍主要集中于水生环境,且仅将较少的微生物的动态变化与其生态功能和影响关联起来,有必要加强对塑料生物膜中微生物之间和微生物与基质之间相互作用的研究。此外,应将多组学工具与形态学鉴定工具、生态学理论与生化分析结合起来,从而对土壤环境中塑料生物膜形成及其动态变化、功能和生态作用提供全面的概述,以便全面加深对塑料圈的理解。

4.4 当前研究大多基于实验室条件和短期评估下开展,塑料污染对全球陆地生态系统的长期影响仍不明确,因此需要进行整体的、跨地域的、长期持续的监测和评估研究,特别需要关注微塑料引起的土壤碳、氮等元素循环对陆地生态系统和微生物进化的影响。

参考文献:

- [1] Carpente E J, Anderson S J, Miklas H P, et al. Polystyrene spherules in coastal waters [J]. *Science*, 1972,178(4062):749-750.
- [2] Tokiwa Y, Suzuki T. Hydrolysis of polyesters by lipases [J]. *Nature*, 1977,270(5632):76-78.
- [3] Wright S L, Kelly F J. Plastic and human health: A micro issue? [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017,51(12):6634-6647.
- [4] 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.
- [5] Rillig M C. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? [J]. *Environmental Science & Technology*, 2012,46(12):6453-6454.
- [6] 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.
- [7] Abel D, Kloas W, Zarfl C, et al. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems [J]. *Global Change Biology*, 2018,24(4):1405-1416.
- [8] Qi R, 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.
- [9] Delgado-Baquerizo M, Grinyer J, Reich P B, et al. Relative importance of soil properties and microbial community for soil functionality: insights from a microbial swap experiment [J]. *Functional Ecology*, 2016,30(11):1862-1873.
- [10] Qian H, Zhang M, Liu G, et al. Effects of soil residual plastic film on soil microbial community structure and fertility [J]. *Water Air & Soil Pollution*, 2018,229(8):261.
- [11] 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.
- [12] 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(11):1-6.

- 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.
- [13] Kasirajan S, Ngouajio M. Polyethylene and biodegradable mulches for agricultural applications: a review [J]. *Agronomy for Sustainable Development*, 2013,33(2):443-443.
- [14] Nizzetto L, Bussi G, Futter M N, et al. A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments [J]. *Environmental Science-Processes & Impacts*, 2016,18(8):1050-1059.
- [15] Blaesing M, Amelung W. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources [J]. *Science of the Total Environment*, 2018,612:422-435.
- [16] 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.
- [17] Mintenig S M, Int-Veen I, Loeder M G J, et al. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging [J]. *Water Research*, 2017,108:365-372.
- [18] Foitzik M J, Unrau H J, Gauterin F, et al. Investigation of ultra fine particulate matter emission of rubber tires [J]. *Wear*, 2018,394:87-95.
- [19] 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(1/2):290-293.
- [20] Thompson R C, Olsen Y, Mitchell R P, et al. Lost at sea: Where is all the plastic? [J]. *Science*, 2004,304(5672):838-838.
- [21] Gigault J, Ter Halle A, Baudrimont M, et al. Current opinion: What is a nanoplastic? [J]. *Environmental Pollution*, 2018,235:1030-1034.
- [22] Gaylor M O, Harvey E, Hale R C. Polybrominated diphenyl ether (PBDE) accumulation by earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to biosolids-, polyurethane foam microparticle-, and penta-BDE-amended soils [J]. *Environmental Science & Technology*, 2013,47(23):13831-13839.
- [23] Rillig M C, Bonkowski M. Microplastic and soil protists: A call for research [J]. *Environmental Pollution*, 2018,241:1128-1131.
- [24] 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.
- [25] Rillig M C, Ziersch L, Hempel S. Microplastic transport in soil by earthworms [J]. *Sci Rep*, 2017,7(1):1362.
- [26] Rillig M C, De Souza Machado A A, Lehmann A, et al. Evolutionary implications of microplastics for soil biota [J]. *Environ Chem*, 2019,16(1):3-7.
- [27] Wimpenny J, Manz W, Szewzyk U. Heterogeneity in biofilms [J]. *Fems Microbiology Reviews*, 2001,24(5):661-671.
- [28] Potera C. Microbes occupy, may be degrading plastic debris in oceans [J]. *Microbe*, 2013,8(11):438-439.
- [29] Harrison J P, Sapp M, Schratzberger M, et al. Interactions between microorganisms and marine microplastics: a call for research [J]. *Marine Technology Society Journal*, 2011,45(2):12-20.
- [30] Zettler E R, Mincer T J, Amaral-Zettler L A. Life in the 'plastisphere': microbial communities on plastic marine debris [J]. *Environmental Science & Technology*, 2013,47(13):7137-7146.
- [31] Amaral-Zettler L A, Zettler E R, Slikas B, et al. The biogeography of the Plastisphere: implications for policy [J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2015,13(10):541-546.
- [32] Zhang M, Zhao Y, 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.
- [33] Burger M, Woods R G, McCarthy C, et al. Temperature regulation of protease in *Pseudomonas fluorescens* LS107d2 by an ECF sigma factor and a transmembrane activator [J]. *Microbiology-Sgm*, 2000,146:3149-3155.
- [34] Philippot L, Andersson S G E, Battin T J, et al. The ecological coherence of high bacterial taxonomic ranks [J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2010,8(7):523-529.
- [35] Wright R J, Langille M G I, Walker TR. Food or just a free ride? A meta-analysis reveals the global diversity of the Plastisphere [J]. *The ISME Journal*, 2020,15(3):789-806.
- [36] Zhang H, Wang J, Zhou B, et al. Enhanced adsorption of oxytetracycline to weathered microplastic polystyrene: Kinetics, isotherms and influencing factors [J]. *Environmental Pollution*, 2018,243:1550-1557.
- [37] Andrady A L. Microplastics in the marine environment [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2011,62(8):1596-1605.
- [38] Shah A A, Hasan F, Hameed A, et al. Biological degradation of plastics: a comprehensive review [J]. *Biotechnology Advances*, 2008,26(3):246-265.
- [39] Guo X, Wang X, Zhou X, et al. Sorption of four hydrophobic organic compounds by three chemically distinct polymers: role of chemical and physical composition [J]. *Environmental Science & Technology*, 2012,46(13):7252-7259.
- [40] McGivney E, Cederholm L, Barth A, et al. Rapid physicochemical changes in microplastic induced by biofilm formation [J]. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 2020,8:205.
- [41] Fierer N. Embracing the unknown: disentangling the complexities of the soil microbiome [J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2017,15(10):579-590.
- [42] Kong X, Jin D, Jin S, et al. Responses of bacterial community to dibutyl phthalate pollution in a soil-vegetable ecosystem [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018,353:142-150.
- [43] 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.
- [44] 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 Ences Europe*, 2018,30(1):11.
- [45] 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.
- [46] 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.

- [47] Xie H J, Shi Y J, Zhang J, et al. Degradation of phthalate esters (PAEs) in soil and the effects of PAEs on soil microcosm activity [J]. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 2010,85(8):1108-1116.
- [48] Kong X, Jin D, Tai X, et al. Bioremediation of dibutyl phthalate in a simulated agricultural ecosystem by *Gordonia* sp. strain QH-11 and the microbial ecological effects in soil [J]. *Science of the Total Environment*, 2019,667:691-700.
- [49] Huang Y, Zhao Y, Wang J, et al. LDPE microplastic films alter microbial community composition and enzymatic activities in soil [J]. *Environmental Pollution*, 2019,254:112983.
- [50] 魏子艳,金德才,邓 晔.环境微生物宏基因组学研究中的生物信息学方法 [J]. *微生物学通报*, 2015,42(5):890-901.
- Wei Z, Jin D, Deng Y. Bioinformatics tools and applications in the study of environmental microbial metagenomics [J]. *Microbiology China*, 2015,42(5):890-901.
- [51] 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.
- [52] Lehmann A, Zheng W, Rillig M C. Soil biota contributions to soil aggregation [J]. *Nature Ecology & Evolution*, 2017,1(12):1828.
- [53] Sebiomo A, Ogundero V W, Bankole S A. Effect of four herbicides on microbial population, soil organic matter and dehydrogenase activity [J]. *African Journal of Biotechnology*, 2010,10(31):770-778.
- [54] Muscolo A, Settineri G, Attina E. Early warning indicators of changes in soil ecosystem functioning [J]. *Ecological Indicators*, 2015,48:542-549.
- [55] Yang X, Bento C P M, Chen H, et al. Influence of microplastic addition on glyphosate decay and soil microbial activities in Chinese loess soil [J]. *Environmental Pollution*, 2018,242:338-347.
- [56] He Z, Deng Y, Van Nostrand J D, et al. GeoChip 3.0 as a high-throughput tool for analyzing microbial community composition, structure and functional activity [J]. *The ISME Journal*, 2010,4(9):1167-1179.
- [57] Jin D, Bai Z, Chang D, et al. Biodegradation of di-n-butyl phthalate by an isolated *Gordonia* sp. strain QH-11: Genetic identification and degradation kinetics [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012,221-222:80-85.
- [58] Jin D, Kong X, Cui B, et al. Biodegradation of di-n-butyl phthalate by a newly isolated halotolerant *Sphingobium* sp [J]. *International Journal of Molecular Sciences*, 2013,14(12):24046-24054.
- [59] Wang Z G, You Y M, Xu W H, et al. Dimethyl phthalate altered the microbial metabolic pathways in a Mollisol [J]. *European Journal of Soil Science*, 2018,69(3):439-449.
- [60] Deng Y, He Z, Xiong J, et al. Elevated carbon dioxide accelerates the spatial turnover of soil microbial communities [J]. *Global Change Biology*, 2016,22(2):957-964.
- [61] Van Elsas J D, Bailey M J. The ecology of transfer of mobile genetic elements [J]. *Fems Microbiology Ecology*, 2002,42(2):187-197.
- [62] Heuer H, Kopmann C, Binh C T T, et al. Spreading antibiotic resistance through spread manure: characteristics of a novel plasmid type with low %G plus C content [J]. *Environmental Microbiology*, 2009,11(4):937-949.
- [63] Heuer H, Smalla K. Manure and sulfadiazine synergistically increased bacterial antibiotic resistance in soil over at least two months [J]. *Environmental Microbiology*, 2007,9(3):657-666.
- [64] Aminov RI. Horizontal gene exchange in environmental microbiota [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2011,2:158.
- [65] Wu X, Pan J, Li M, et al. Selective enrichment of bacterial pathogens by microplastic biofilm [J]. *Water Research*, 2019,165:114979.
- [66] Arias Andres M, Klumper U, Rojas Jimenez K, et al. Microplastic pollution increases gene exchange in aquatic ecosystems [J]. *Environmental Pollution*, 2018,237:253-261.
- [67] Wang Z, Wang C, You Y, et al. Response of *Pseudomonas fluorescens* to dimethyl phthalate [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019,167:36-43.
- [68] Jin Y, Lu L, Tu W, et al. Impacts of polystyrene microplastic on the gut barrier, microbiota and metabolism of mice [J]. *Science of the Total Environment*, 2019,649:308-317.
- [69] Lei L, Wu S, Lu S, et al. Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans* [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 619-620:1-8.
- [70] Wang J, Coffin S, Sun C, et al. Negligible effects of microplastics on animal fitness and HOC bioaccumulation in earthworm *Eisenia fetida* in soil [J]. *Environmental Pollution*, 2019,249:776-784.
- [71] Rodriguez Seijo A, Lourenco J, Rocha Santos TaP, et al. Histopathological and molecular effects of microplastics in *Eisenia andrei* Bouche [J]. *Environmental Pollution*, 2017,220:495-503.
- [72] Zhu D, Chen Q, An X, 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.
- [73] Lili L, Mengting L, Yang S, et al. Polystyrene (nano) microplastics cause size-dependent neurotoxicity, oxidative damage and other adverse effects in *Caenorhabditis elegans* [J]. *Environmental Science Nano*, 2018,10:1039.
- [74] Zhu B, Fang Y, Zhu D, et al. Exposure to nanoplastics disturbs the gut microbiome in the soil oligochaete *Enchytraeus crypticus* [J]. *Environmental Pollution*, 2018,239:408-415.
- [75] Gao H, Yan C, Liu Q, et al. Effects of plastic mulching and plastic residue on agricultural production: A meta-analysis [J]. *Science of the Total Environment*, 2018,651:484-492.
- [76] 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.
- [77] Qi Y, Yang X, Mejia Pelaez A, 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.
- [78] 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.
- [79] Sander M. Biodegradation of polymeric mulch films in agricultural soils: concepts, knowledge gaps, and future research directions [J]. *Environmental Science & Technology*. 2019,53(5):2304-2315.

- [80] Machado A, Lau C W, Kloas W, et al. Microplastics can change soil properties and affect plant performance [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019,53(10):6044–6052.
- [81] Li L, Luo Y, Li R, et al. Effective uptake of submicrometre plastics by crop plants via a crack-entry mode [J]. *Nature Sustainability*, 2020,3: 929–937.
- [82] Lozano Y M, Rillig M C. Effects of microplastic fibers and drought on plant communities [J]. *Environmental Science & Technology*. 2020,54(10):6166–6173.
- [83] Zota A R, Calafat A M, Woodruff T J. Temporal trends in phthalate exposures: findings from the national health and nutrition examination survey, 2001–2010 [J]. *Environmental Health Perspectives*, 2014, 122(3):235–241.
- [84] 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.
- [85] Sun M, Ye M, Jiao W, et al. Changes in tetracycline partitioning and bacteria/phage-comediated ARGs in microplastic-contaminated greenhouse soil facilitated by sophorolipid [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018,345:131–139.
- [86] Rillig M C. Microplastic disguising as soil carbon storage [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018,52(11):6079.
- [87] Kramm J, Voelker C, Wagner M. Superficial or substantial: why care about microplastics in the anthropocene? [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018,52(6):3336–3337.

作者简介: 鞠志成(1997-),男,江西丰城人,中国科学院生态环境研究中心硕士研究生,主要研究方向为环境微生物宏基因组学。

《中国环境科学》再次获评“RCCSE 中国权威学术期刊(A+)”,位列学科榜首

《中国环境科学》在武汉大学中国科学评价研究中心发布的第四届中国学术期刊评价中获评“RCCSE 中国权威学术期刊(A+)”。中国学术期刊评价按照各期刊的期刊学术质量和影响力指标综合得分排名,将排序期刊分为 A+、A、A-、B+、B、C 6 个等级,评价的 6201 种中文学术期刊中有 316 种学术期刊获评权威期刊(A+),A+为得分排名前 5%的期刊。此次获得“RCCSE 中国权威学术期刊(A+)”称号的环境类期刊有 3 种,《中国环境科学》在环境科学技术与资源科学技术学科内荣登榜首。