

土壤中微塑料与抗生素吸附、迁移及复合毒性研究进展

李凯贺, 门聪, 程世昆, 李子富*

(北京科技大学能源与环境工程学院, 北京 100083)

摘要: 微塑料和抗生素是两种典型的环境新兴污染物, 在土壤中广泛存在并对土壤生态系统健康构成威胁. 微塑料可作为载体, 吸附抗生素并影响其迁移行为. 这会造成复合污染, 对土壤生态系统造成难以预估的影响甚至危害. 通过综述微塑料吸附抗生素的作用机制和影响因素, 探讨了微塑料与抗生素在土壤中的共迁移行为, 并总结了微塑料与抗生素对土壤动植物和微生物的复合毒性效应. 微塑料与抗生素的吸附机制包括疏水分配作用、静电相互作用和氢键作用等, 吸附过程受微塑料和抗生素的性质、表面生物膜和土壤理化性质等因素的影响. 微塑料可以增强或减弱抗生素的迁移能力, 并通过“载体效应”、“稀释效应”和竞争吸附等方式影响土壤中抗生素的迁移行为. 微塑料与抗生素复合污染对土壤动植物和微生物的毒性效应表现为协同、拮抗或无显著变化, 其效应主要与微塑料的种类、粒径和暴露浓度、抗生素暴露浓度以及受试生物等因素有关. 可为微塑料与抗生素复合污染的防控和管理提供理论支持.

关键词: 土壤; 微塑料; 抗生素; 共迁移; 毒性效应; 复合污染

中图分类号: X503; X53 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2025)08-5271-12 DOI: 10.13227/j.hjks.202405030

Research Progress on Adsorption, Migration, and Compound Toxicity of Microplastics and Antibiotics in Soil

LI Kai-he, MEN Cong, CHENG Shi-kun, LI Zi-fu*

(School of Energy and Environmental Engineering, University of Science and Technology Beijing, Beijing 100083, China)

Abstract: Microplastics and antibiotics are two typical emerging environmental pollutants that are widely present in soil and pose a threat to the health of soil ecosystems. Microplastics can act as carriers, adsorbing antibiotics and influencing their migration behavior. This can result in complex contamination, causing unpredictable impacts or even hazards to the soil ecosystem. This article reviews the mechanisms and influencing factors of antibiotic adsorption by microplastics, discusses the co-migration behavior of microplastics and antibiotics in soil, and summarizes the combined toxic effects of microplastics and antibiotics on soil animals, plants, and microorganisms. The adsorption mechanisms of microplastics to antibiotics include hydrophobic partitioning, electrostatic interactions, and hydrogen bonding. The adsorption process involves multiple mechanisms, and the adsorption efficiency is influenced by factors such as the properties of microplastics and antibiotics, surface biofilms, and soil physicochemical properties. Microplastics can enhance or weaken the migration ability of antibiotics and affect the migration behavior of antibiotics in soil through “carrier effects,” “dilution effects,” and competitive adsorption. The toxic effects of combined pollution of microplastics and antibiotics on soil animals, plants, and microorganisms manifest as synergy, antagonism, or no significant changes, primarily related to factors such as the type and size of microplastics, exposure concentrations, antibiotic exposure concentrations, and the test organisms. This research can provide theoretical support for the prevention, control, and management of combined pollution of microplastics and antibiotics.

Key words: soil; microplastic; antibiotic; co-migration; toxic effect; compound pollution

微塑料是粒径小于 5 mm 的塑料, 作为新兴污染物在土壤中广泛存在, 2023 年一项研究估计, 全球农业土壤中的微塑料总量在 150~660 万 t 之间, 远远大于海洋中的微塑料总量^[1]. 地膜覆盖、大气沉降和污水灌溉是土壤中微塑料的主要来源^[2]. 在中国丹江口库区^[3]、华东沿海平原^[4]、乌鲁木齐农田^[5]等土壤中均有不同丰度的微塑料被检出. 难以降解的微塑料可在土壤中长期赋存, 改变含水率和孔隙度等土壤性质, 还对土壤动物生长繁殖、植物生长发育和微生物群落结构产生毒性效应. 微塑料可在土壤系统中迁移, 扩大其污染范围, 对土壤生态系统和人类健康带来更大的挑战^[6,7]. 抗生素也是一种新兴的环境污染物, 广泛用于人类和动物疾病治疗及预防. 但由于抗生素在生物体内吸收率较低, 大量抗生素通过人类

和畜禽的排泄物进入环境, 随后通过粪肥施用和灌溉水扩散到土壤中^[8]. 有研究表明, 土壤中存在多种抗生素, 包括四环素类^[9,10]、磺胺类^[11]、大环内酯类^[12,13]和喹诺酮类^[14]等. 抗生素累积会对植物、动物和微生物造成毒害, 并可能沿食物链富集对人体健康产生潜在危害. 与微塑料类似, 抗生素在土壤系统中的迁移性使其对土壤生态系统构成的危害范围更大、更难以控制^[15].

土壤中微塑料吸附抗生素, 可作为抗生素的载

收稿日期: 2024-05-06; 修订日期: 2024-09-21

基金项目: 国家自然科学基金项目(52261145693); 中央高校基本科研业务费专项(FRF-TP-22-075A1)

作者简介: 李凯贺(2000-), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤微塑料污染, E-mail: m202220191@xs.ustb.edu.cn

* 通信作者, E-mail: zifuli@ustb.edu.cn

体^[16]。二者可能产生范围更大、强度更高的复合污染,对土壤生态系统健康产生胁迫。尽管关于微塑料和抗生素复合污染的研究已经取得了一定的进展,但对复杂土壤环境中抗生素在微塑料表面吸附机制及影响因素的探究仍不全面,微塑料和抗生素在土壤系统中的共迁移行为和复合毒性效应尚需进一步研究。本文综述了微塑料吸附抗生素的作用机制及影响因素,探讨了微塑料与抗生素在土壤中迁移行为的相互作用,总结了微塑料与抗生素污染对土壤生态系统的复合毒性效应,以为后续微塑料与抗生素复合污染研究提供参考,并为土壤污染的风险防控提供理论支持。

1 微塑料对抗生素的吸附机制

近年来,微塑料对抗生素吸附行为的研究不断增加,研究微塑料和抗生素之间相互作用的方法主要是通过吸附动力学和吸附等温线实验。吸附动力学可揭示抗生素被吸附到微塑料上的速率,以及吸附反应的平衡时间和浓度。吸附等温线模型则可帮助理解抗生素的吸附过程和机制。微塑料对抗生素的吸附机制主要有疏水分配作用、静电相互作用、氢

键作用、范德华力和孔隙填充等,如表1所示。

疏水分配作用是一种发生在极性介质中的非共价力,能够促进非极性物质的聚集^[17]。环境中的大多数微塑料都表现出疏水性,如聚苯乙烯(PS)、聚乙烯(PE)、聚丙烯(PP)和聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)。因此疏水分配作用成为微塑料吸附抗生素的主要机制^[18,19]。通常来说,抗生素的疏水性强度由其辛醇/水分配系数(K_{ow})值来表征, K_{ow} 值越高的抗生素更具疏水性,更容易被微塑料吸附^[20]。Du等^[21]通过Henry线性等温线模型发现疏水分配作用在PE微塑料吸附四环素(TC)中发挥了关键作用。Wang等^[22]发现,微塑料对环丙沙星(CIP)、阿莫西林(AMX)和TC这3种抗生素的吸附能力(大小为:CIP>AMX>TC)与抗生素的 K_{ow} 值呈正相关,这与Huffer等^[23]和Lee等^[24]的研究结果相吻合。但当微塑料吸附亲水化合物时,疏水分配作用不再是吸附过程中的主要机制,而是静电相互作用、氢键作用等其他机制发挥作用。

静电相互作用在微塑料吸附抗生素的过程中起到关键作用^[36],该机制受到抗生素的解离常数(pK_a)、微塑料的零电荷点以及环境pH值的影响。抗生素大多为两性化合物,当土壤pH值大于抗生素解离常数

表1 抗生素在微塑料上的吸附机制¹⁾

Table 1 Mechanism of antibiotic adsorption on microplastics

微塑料种类	尺寸	抗生素	吸附动力学模型	吸附等温线模型	吸附机制	文献
PE、PVC、PS 和 PP	—	阿莫西林、四环素和环丙沙星	准二级动力学模型	Freundlich 模型	静电相互作用和疏水分配作用	[22]
PS 和 PET	62~106 μm	四环素	准二级动力学模型	Freundlich 模型	π - π 相互作用和氢键作用	[25]
PE、PS 和 PVC	PE(28 μm 、48 μm 、125 μm 、250 μm 和590 μm)、PS(75 μm)和PVC(75 μm)	四环素	准二级动力学模型	线性模型	氢键作用和孔隙填充	[26]
PBAT(老化)、PS、PE 和 PP	—	四环素	准二级动力学模型	Langmuir 模型(PP)和 Freundlich 模型(PBAT、PS 和 PE)	静电相互作用、氢键作用和 π - π 相互作用	[27]
PLA、PVC 和 PE	900~1 100 μm	四环素	准一级动力学模型(PE)和准二级动力学模型(PLA 和 PVC)	Langmuir 模型	范德华力和氢键作用	[28]
PA(老化)	15~148 μm	环丙沙星和甲氧苄氨嘧啶	准二级动力学模型(PA 吸附 CIP 和老化 PA 吸附 TMP)和准一级动力学模型(未老化 PA 吸附 TMP)	Freundlich 模型(CIP)、线性模型(TMP)	疏水分配作用和氢键作用	[29]
PVC、PE 和 PS	PVC(1 μm 和74 μm)、PS(74 μm)和PE(125 μm)	左氧氟沙星	准二级动力学模型	Langmuir 模型	静电相互作用和氢键作用	[30]
PVC、PA 和 HDPE ^a	—	诺氟沙星	准一级动力学模型(原始 PVC)和准二级动力学模型	Freundlich 模型	疏水分配作用和静电相互作用	[31]
PA	75~150 μm	磺胺	准二级动力学模型	Freundlich 模型	疏水分配作用和范德华力	[32]
PS 和 PE ^b	74~150 μm	土霉素和诺氟沙星	Elovich 动力学模型	Sips 模型	疏水分配作用和静电相互作用	[33]
PA、PE、PET、PS、PVC 和 PP	100~150 μm	磺胺二甲嘧啶	准一级动力学模型(PA、PE、PVC 和 PP)和准二级动力学模型(PS 和 PET)	Henry 模型	范德华力和静电相互作用	[34]
PA、PVC 和 PET(老化)	150 μm	磺胺	准二级动力学模型	Langmuir 模型(PA 和 PVC)和 Freundlich 模型(PET)	疏水分配作用	[35]

1)“—”表示文献中未提及该信息;上标 a 表示微塑料表面均有生物定殖,上标 b 表示吸附过程有十二烷基苯磺酸钠存在

时, 抗生素主要以阴离子形态存在, 反之, 抗生素则主要以阳离子形态存在. 微塑料的表面电荷也会受土壤 pH 值影响而变化, 当土壤 pH 值大于微塑料零电荷点时, 微塑料表面带负电荷, 反之, 微塑料表面带正电荷. 因此, 在静电相互作用下, 抗生素会被带相反电荷的微塑料吸引或被带相同电荷的微塑料排斥. Jiang 等^[32]研究发现聚酰胺微塑料(PA)对磺胺类抗生素(SAs)的吸附量随 pH 值的增大, 呈现出先增加后减少的趋势. 这是因为 SAs 作为两性化合物, 在 pH 值大于其解离常数时, 主要以阴离子形式存在. 而随着 pH 值的增加, PA 的表面电荷从正电荷转变为负电荷, 而带正电荷的 PA 与阴离子形态的 SAs 之间产生静电吸引, 带负电荷的 PA 与之产生静电排斥, 而导致吸附量先增加后减少. 类似地, TC^[37]和 CIP^[38]在 PS 微塑料上的吸附也表现出相同的规律.

氢键作用是指氢原子与电负性较大的原子(如氧、氮、氟等)之间形成的一种特殊的分子间相互作用力. 有研究发现, 氢键作用与微塑料表面的官能团密切相关. 例如, PA 的酰胺基团和抗生素的羰基基团之间形成氢键作用, 增强了 PA 对 AMX、TC 和 CIP 抗生素的吸附能力^[39]. 氢键作用在老化微塑料与亲水性抗生素之间的吸附中更为常见. Li 等^[29]发现, PA 上的含氧官能团数量因老化而增加, 促进了它与 CIP、甲氧苄啶(TMP)之间氢键的形成, 从而增强了吸附作用. 孔隙填充、范德华力和 $\pi-\pi$ 相互作用在微塑料吸附抗生素的过程中也发挥了重要作用. 有研究发现, 孔隙填充是 CIP 在聚氯乙烯(PVC)和 PS 上吸附的主要机制^[40]. 范德华力和 $\pi-\pi$ 相互作用是脂肪族聚合物(如 PVC 和 PE)以及芳香族聚合物(如 PS)吸附抗生素的重要机制. 例如, 磺胺嘧啶(SFD)、TMP 和 CIP 等抗生素与芳香族聚合物之间的 $\pi-\pi$ 相互作用更强烈, 导致它们在 PS 上的吸附量高于 PE^[39].

实际吸附过程往往由多种机制共同参与, 而非一种机制单独作用. 一般而言, 各机制的作用程度取决于微塑料和抗生素的结构和性质^[41,42]. Jiang 等^[32]发现磺胺类抗生素在 PA 上的吸附是由静电相互作用、氢键、疏水分配作用和范德华力多种机制共同驱动的. Guo 等^[27]也发现微塑料通过多种机制吸附四环素, 包括静电相互作用、氢键和 $\pi-\pi$ 相互作用, 由于氢键和 $\pi-\pi$ 相互作用参与了聚己二酸丁二酯-对苯二甲酸(PBAT)和 PS 对四环素的吸附, 使得其吸附容量远高于其他微塑料.

2 微塑料吸附抗生素的影响因素

土壤环境中微塑料对抗生素的吸附作用是影响抗生素迁移行为和毒性效应等环境行为的基础, 微

塑料产生的“载体效应”和“稀释效应”影响着土壤中抗生素的迁移行为和毒性效应. 因此微塑料与抗生素共迁移行为和复合毒性效应的研究离不开对吸附过程影响因素的分析, 本文总结了微塑料与抗生素性质、表面生物膜、土壤理化性质等因素对吸附的影响, 如图 1 所示.

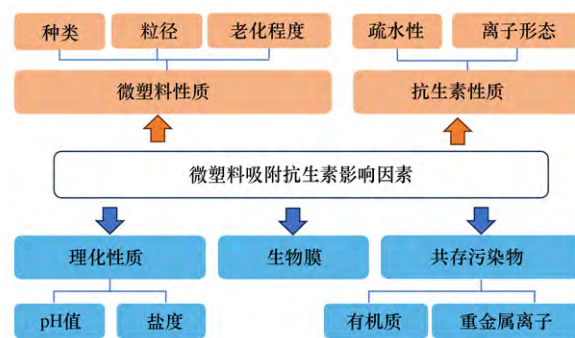


图 1 微塑料吸附抗生素的影响因素

Fig. 1 Influencing factors of microplastics adsorption of antibiotics

2.1 微塑料与抗生素性质

微塑料的种类、粒径以及老化程度等因素对其吸附抗生素的效果有显著影响. 不同种类微塑料由于其官能团、表面结构等有所不同, 对抗生素的吸附效果是不同的. 有研究发现, 在不同种类微塑料吸附磺胺甲噁唑(SMX)的实验中, PA 因具有酰胺基可与 SMX 产生氢键作用, 对 SMX 的吸附能力最强^[34]. PVC 因表面凸起、疏松的折叠结构, 具有更多的吸附位点, 在 4 种微塑料(PE、PP、PS 和 PVC)中对泰乐菌素(TYL)吸附效果最佳^[43]. 粒径是影响微塑料吸附的一个重要因素^[26], 随着粒径的减小, 微塑料的比表面积增大、吸附位点增多, 吸附能力增强. 然而粒径过小可能会导致微塑料颗粒不稳定, 容易发生团聚, 影响吸附性能^[42]. 例如, PE 随着粒径增大, 对 TC 的吸附量逐渐降低. 同样, PBAT 微塑料在相同的初始 SMX 浓度下, 40~75 μm 粒径的吸附能力比粒径 >178 μm 的微塑料高 65.4%. 虽然吸附量往往会随着颗粒尺寸的减小而增加, 但 Wang 等^[44]发现, 尺寸小于 235 nm 的微塑料颗粒, 其吸附量会因颗粒聚集而降低. 微塑料受到自然侵蚀, 会出现不同程度的老化. 老化后的微塑料结构和表面性质发生多种变化, 表面粗糙度增加、出现碎裂导致粒径变小^[21,45]. 微塑料表面 Zeta 电位降低、表面负电荷增加^[29]和表面氧化形成含氧官能团(如羟基、羰基)^[27,35,46]. 这些变化影响微塑料的吸附能力. Li 等^[39]发现老化 PA 因比表面积变大、微孔尺寸变小和含氧官能团增多而具有更多的吸附位点, CIP 在老化 PA 上的吸附平衡时间变长, 吸附容量增加. 类似地, Tian 等^[47]发现老化后的 PVC 更加粗糙且不规则, 表面出现明显裂纹, 造成比表面积和吸附

位点增加,对 TC 的吸附量明显增加。

抗生素的疏水性和离子形态会影响其在微塑料上的吸附。由于疏水分配作用是微塑料吸附抗生素的重要机制,抗生素的疏水性与吸附效果密切相关。有研究发现,抗生素(CIP、AMX、SFD、TC 和 TMP)在微塑料上的吸附量与它们的疏水性密切相关,疏水性更强的抗生素(即具有更高的 K_{ow} 值)对 PP、PS、PE 和 PVC 具有更高的亲和力^[39]。抗生素作为可电离化合物,其电离常数因官能团不同而有显著差异。带有羧基和 3 个氨基的 CIP 有 4 个电离常数: $pK_{a1}=3.0$, $pK_{a2}=6.1$, $pK_{a3}=8.7$, $pK_{a4}=10.6$ 。而对于芳香胺和磺酰胺基团,SMX 表现出两个电离常数: $pK_{a1}=1.6$ 和 $pK_{a2}=5.7$ 。因此,在特定的 pH 条件下,各种抗生素会表现出不同的阳离子、两性离子和阴离子形态,离子形态会影响它们在微塑料上的静电相互作用从而影响吸附效果。

2.2 微塑料表面生物膜

暴露于土壤环境中的微塑料表面会被微生物定殖而形成生物膜^[21]。生物膜形成后,微塑料的结构性质发生改变,如微塑料孔体积和平均孔径减小、表面粗糙度增加、官能团改变、疏水性下降和表面 Zeta 电位降低。微塑料对抗生素的吸附效果因性质改变受到影响^[48]。He 等^[31]研究发现,由于生物膜的附着,PVC 和 HDPE 表面形成的含氧官能团增强了对诺氟沙星(NOR)的氢键作用,PA 表面 Zeta 电位的变低增强了静电相互作用,使 PVC、HDPE 和 PA 对 NOR 的吸附量分别提高了 50.6%、46.0% 和 24.2%。Wang 等^[28]研究表明,由于表面生物膜的形成,微塑料吸附位点增加,对 TC 的吸附量提高。此外,抗生素与金属离子共存时,二元组分在微塑料上的吸附效果受到生物膜的影响。Wang 等^[49]发现,TC 能通过竞争吸附把生物膜的 Cu^{2+} 释放出来,同时 Cu^{2+} 与 TC 形成的络合物更容易吸附在有生物膜附着的微塑料上,更难解吸、吸附效果更稳定^[49]。

微塑料生物膜的形成与环境条件(如营养物、盐度)和微塑料种类密切相关^[50]。已有研究中,营养物含量与生物膜生长速率呈正相关。盐度升高会抑制微生物活性,但会增加微生物多样性。微塑料的种类会导致微生物定殖的差异。例如,慢球菌、酸菌、变形菌、厚壁菌和氯菌分别是聚乙烯、聚酯、聚苯乙烯、聚丙烯和聚氯乙烯上的优势细菌^[51]。微塑料的各种有机添加剂可以维持微生物群落的生长,促进更广泛的生物膜生长。有研究发现,PVC、HDPE、PA 分别培养 28 d 后,PVC 表面生物膜生物量增长量最大,这是因为 PVC 含有更多的添加剂能为微生物提供更多能量和碳源。疏水表面更容易被微生物定殖,HDPE 由

于疏水性好,在培养第一周时 HDPE 上的生物量最高^[31]。表面电荷也影响细菌附着到塑料表面,例如,带负电荷的微塑料如 PE 和 PS 不太有利于细菌黏附^[52]。

2.3 土壤理化性质

土壤的理化性质(pH 值和盐度)是影响微塑料吸附抗生素的重要因素。pH 值可通过改变微塑料的表面电荷和抗生素的离子形态来影响它们之间的静电相互作用,从而影响吸附效果^[17,22,43]。例如,有研究发现 SMX 在 PE 等微塑料上的吸附量随着 pH 值的增加而减小^[34]。重金属与抗生素形成络合物的能力受 pH 值的影响,微塑料对抗生素的吸附效果也会改变。有研究表明,Cu-TC 和 Cu-CIP 络合物的比例分别在 pH 值小于 7.5 和 6.5 时随着 pH 值的升高而增加,促进了微塑料对抗生素的吸附量^[30]。盐度也是影响微塑料吸附抗生素的一个重要因素。盐度可以通过增加离子强度来增强或减弱吸附。Guo 等^[34]研究发现,当盐度增加时,钠离子(Na^+)与抗生素竞争微塑料表面的吸附位点,通过氢键作用抑制了微塑料对抗生素的吸附。相反,Liu 等^[53]研究表明,NaCl 和 $CaCl_2$ 会增强微塑料对邻苯二甲酸二乙酯(DEP)和邻苯二甲酸二丁酯(DBP)的吸附能力。

2.4 土壤中共存的其他污染物

土壤环境中微塑料对抗生素的吸附作用受到重金属离子和有机质的影响。重金属离子可以通过金属桥接、络合反应和竞争吸附等过程来影响吸附作用。这些过程会受到重金属离子类型、离子浓度的调控。Tong 等^[54]研究发现,Cd 通过金属桥接效应增加了 TC 在 PVC 上的吸附,但通过竞争吸附作用减弱了 CIP 的吸附效果。该研究还表明, Cu^{2+} 与抗生素的强络合反应增加了 TC 和 CIP 在微塑料上的吸附量。有研究发现 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Cr^{3+} 可以促进左氧氟沙星(OFL)在 PVC 上的吸附,而 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 则表现出吸附抑制作用^[30],这表明不同金属离子对吸附效果的影响具有差异。Lv 等^[55]的研究中,20 $mg \cdot L^{-1}$ Cu^{2+} 和 10 $mg \cdot L^{-1}$ Pb^{2+} 促进了 CIP 在 PE 上的吸附,但 100 $mg \cdot L^{-1}$ 的 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 抑制了吸附。Huang 等^[56]研究也表明, Cd^{2+} 对 PS 吸附 TYL 的抑制作用随着 Cd^{2+} 浓度的增加而增强,这说明重金属的离子浓度也影响着吸附效果。土壤中的有机质主要通过竞争吸附影响微塑料对抗生素的吸附作用。Yu 等^[57]发现土壤中黄腐酸(HA)对 SMX 在微塑料上的吸附有抑制作用,这是因为 HA 竞争微塑料上吸附位点,使得 SMX 吸附量减少。不同浓度的有机质对吸附作用的抑制效果有差异。Sun 等^[58]研究表明,在 HA 浓度高于 20 $mg \cdot L^{-1}$ 的土壤中,由于 HA 对吸附位点的竞争,PS 对去甲肾上腺素的吸附受到显著

抑制. 类似地, Wang 等^[22]研究发现, 当 HA 浓度为 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 微塑料吸附 AMX 和 CIP 时受到抑制作用最为显著.

3 微塑料与抗生素迁移行为的互作机制

土壤中微塑料与抗生素之间的相互作用, 使其

迁移能力受到促进或抑制. 在微塑料、抗生素与土壤构成的体系中, 微塑料通过产生“载体效应”、“稀释效应”、竞争吸附来改变抗生素的迁移行为, 如图 2 所示. 迁移行为的改变可能使微塑料和抗生素在土壤生态系统中的分布更加复杂, 对土壤动植物与微生物的污染更难以防控.

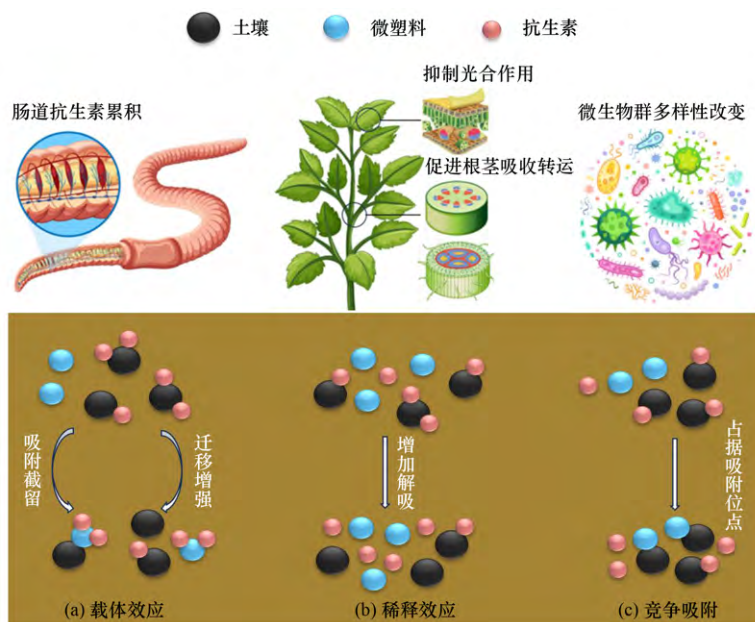


图 2 土壤中微塑料对抗生素迁移影响机制

Fig. 2 Mechanism of microplastics in soil on antibiotic migration

微塑料吸附抗生素, 产生“载体效应”, 改变抗生素迁移行为. 这种“载体效应”受到“载体”微塑料在土壤中迁移能力的影响^[59]. 当微塑料在土壤中迁移能力强, 具有高流动性时, 吸附在微塑料上的抗生素更容易发生迁移. 而当微塑料容易在土壤中沉积时, 吸附在微塑料上的抗生素更则容易被截留. Wu 等^[60]通过 AFM 力谱发现 PS 对 CIP 的吸附力比石英砂更高, 产生“载体效应”. PS 在石英砂中的高流动性使得不同粒径 ($0.05 \mu\text{m}$ 和 $0.5 \mu\text{m}$) 的 PS 都能显著增强 CIP 在砂柱中的迁移, 且 PS 粒径越小, CIP 的渗透比例越高、初始渗透速度越快, 促进 CIP 迁移的效果越明显. 然而, 陈燕娜等^[61]研究表明, 向土壤中加入 0.5% 和 1% (质量分数) 的 PP 均会抑制 CIP 的迁移, 且 PP 含量越高, CIP 流出浓度越低. 该研究还表明, 较高的 CIP 初始浓度会增强 CIP 在 PP 微塑料-砂柱体系中的迁移, 减弱微塑料产生的抑制作用. 林宣浩等^[62]在 PA 微塑料对双酚 A 的迁移影响研究中也得到了类似规律, 这体现了抗生素浓度在微塑料影响抗生素迁移中的作用. 此外, Xu 等^[63]发现在砂柱中加入微纳米塑料会导致盐酸金霉素 (CTC) 的质量回收率 (砂柱流出物中抗生素质量占初始抗生素质量的比例) 从 76.9% 降低到 67.9%, 这是因为 CTC 吸附在微纳米塑料表

面, 导致其在砂柱中被截留. Zhao 等^[64]研究发现不同离子强度下“载体效应”对迁移产生了不同影响. 在低离子强度条件下, PS 增强了 TC 的迁移; 而在高离子强度条件下, PS 容易在土壤柱中沉积, 导致 TC 在土壤柱中的沉积量显著增加, 该研究说明微塑料“载体效应”对抗生素迁移的影响会因离子强度的不同而有所变化. 总之, 微塑料“载体效应”对抗生素迁移行为产生的促进或抑制作用与微塑料迁移能力密切相关, 同时受微塑料粒径和浓度、抗生素浓度以及土壤理化性质 (如离子强度) 等因素影响.

微塑料进入土壤可通过引起“稀释效应”或竞争土壤表面吸附位点, 来减弱土壤与抗生素之间的相互作用, 进而增强抗生素在土壤中的迁移能力^[16, 65, 66]. “稀释效应”是指吸附能力弱的微塑料添加到土壤中, 造成土壤整体的吸附能力下降. Li 等^[67]发现, 从含有 5% 和 10% (质量分数) PA 的土柱流出的 OTC 浓度均高于不含 PA 的土柱, 且 OTC 的迁移速度与 PA 的含量呈正相关. PA 对 OTC 的吸附能力弱于土壤, 产生“稀释效应”增强了 OTC 的迁移, 且增强效果与 PA 剂量密切相关. 土壤表面吸附位点数量是固定的, 当微塑料占据了部分位点, 抗生素所受到土壤的吸附作用减弱, 其迁移能力就会增强. Xu 等^[68]研究发

现,壬基酚在不含 PS 的土壤柱中的质量回收率为 55.7%,而在含有 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ PS 的土壤柱中,壬基酚的质量回收率减少到 40.2%。这是因为 PS 对吸附位点的竞争减弱了壬基酚在土壤柱中的吸附,从而增强了壬基酚的迁移能力。同样,Yu 等^[57]研究也发现,微塑料的竞争吸附作用减少了 SMX 在土壤中的吸附,增强了其迁移能力。

微塑料能改变土壤结构。一般而言,土壤结构的类型和稳定性决定了土壤孔隙度,进而影响土壤渗透性、土壤通气性和水的可用性,并且影响土壤物质和能量转化和迁移。土壤团聚体是控制土壤结构和土壤孔隙大小和稳定性的主要因素^[69]。李成涛等^[70]研究了不同粒径、不同浓度的微塑料对土壤水稳性团聚体的影响,发现微塑料的添加整体会增加土壤中水稳性团聚体,并影响团聚体的粒径分布。孔隙度高的土壤有利于抗生素的迁移;团聚体结构则会阻碍抗生素的迁移。因此,微塑料可能通过改变土壤物理性质间接影响抗生素的迁移^[67]。王佳青等^[71]研究发现,添加 5% (质量分数) 的微塑料可以改变土壤容重和孔隙体积,加快了土壤中 SMX 的迁移速率。

抗生素同样可以促进或抑制微塑料的迁移行为。Li 等^[72]研究发现,抗生素 SAs 的存在显著提高了砂柱中微塑料的质量回收率(流出物中微塑料质量占初始微塑料质量的比例),即促进了微塑料在砂柱中的迁移。实验结果表明,在不同粒度(细、中和粗)的砂柱中,微塑料的质量回收率从 27.0%、45.0% 和 59.0% 分别提升至 52.0%、64.0% 和 88.0%。然而,Xu 等^[63]研究发现 CTC 对微塑料在沙粒中的迁移出现抑制,这可能是由于 CTC 减少了沙粒和微塑料的负表面电荷,降低了它们之间的静电排斥力,导致更多的微塑料在沙粒中沉积,使微塑料的质量回收率从 44.9%~87.5% 降至 13.7%~70.3%。同样,Zhao 等^[64]研究发现,TC 对 PS 在多孔介质中的迁移表现出轻微的抑制作用,导致 PS 的质量回收率降低了 1.1%~4.5%。

4 微塑料与抗生素的复合毒性效应

土壤中微塑料能吸附抗生素,改变抗生素的迁移行为,并对土壤中的动植物及微生物产生复合毒性效应,导致土壤生态系统面临复合污染问题。微塑料与抗生素的复合毒性效应不是二者单一毒性效应的简单加和,而是受到微塑料的种类、粒径、暴露浓度、抗生素的暴露浓度以及受试生物等因素影响,可能表现为协同、拮抗或无显著变化。如表 2~4 所示,当前研究多数聚焦在微塑料与抗生素复合污染对土壤植物的毒性效应研究,相较于对动物和微生物毒性效应的研究更加充分。

4.1 微塑料与抗生素对植物的复合毒性效应

4.1.1 对植物生长的影响

对植物生长产生的复合毒性效应受到微塑料的类型、粒径和暴露浓度以及抗生素暴露浓度等多种因素调控,表现为拮抗或协同效果。Cui 等^[73]研究发现,PVC 单一污染显著抑制了樱桃萝卜的生长,导致地上部和根的鲜重下降。然而,在复合污染下,OTC 缓解了 PVC 对樱桃萝卜叶片数和地上部鲜重的负面影响。类似地,Li 等^[74]发现单一 OTC 污染增加了白菜叶片鲜重 15.5%,在 PE-OTC 和 PLA-OTC 复合污染下叶片鲜重分别降低了 26.9% 和 23.3%。PE 和 OTC 复合污染造成白菜叶片鲜重的下降幅度比 PLA 和 OTC 复合污染更大,这表明微塑料与抗生素的复合效应与微塑料类型有关。此外,Ma 等^[75]研究表明,在 PS 和 CIP 的复合污染土壤中,0.1 μm 和 1 μm 的 PS 均显著降低了小麦根中的 CIP 含量,而 10 μm 的 PS 对 CIP 的积累并无显著影响。该研究还发现,在相同 CIP 浓度下,PS 粒径的减小显著增强了 PS 和 CIP 复合污染对小麦根长的抑制作用,这说明复合毒性效应受微塑料的粒径影响。微塑料暴露浓度会影响微塑料与抗生素复合毒性效应,赵肖琼等^[76]发现,在含有 SMZ 抗生素的土壤中加入低浓度 PE 减轻 SMZ 对大豆的抑制,提高了发芽率和幼苗生长;然而,加入高浓度 PE 则增强了 SMZ 对大豆幼苗生长的抑制,降低了发芽率。同样,微塑料与抗生素复合毒性效应与抗生素暴露浓度也密切相关,Bao 等^[77]研究表明,在含有低浓度 ($5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 和高浓度 ($150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) OTC 的复合污染土壤中,PE 增强了 OTC 对小麦种子萌发的不利影响,而在中等浓度 ($50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) OTC 下,PE 减轻了 OTC 对小麦发芽率的抑制。类似地,PS 和 CIP 复合污染抑制黑麦草生物量的净增长量,但该抑制作用随 CIP 浓度的增加而逐渐减小,进一步揭示了抗生素暴露浓度对微塑料和抗生素复合毒性效应的影响。

4.1.2 对植物生理的影响

微塑料的存在能够改变抗生素在环境中的生物有效性,对植物的生理活动产生广泛影响,包括光合作用、代谢过程以及基因表达等。这些影响受到微塑料的类型、粒径和暴露浓度、抗生素暴露浓度以及植物部位等多种因素的共同作用。

微塑料与抗生素复合污染能够干扰植物光合色素的正常合成,从而影响光合作用的效率。Martín 等^[78]研究指出,在使用单一白色和蓝色 PE 处理时,玉米叶片中的叶绿素 a 含量相较于对照组分别下降了 30.0% 和 38.0%,叶绿素 b 的含量也有近 30.0% 减少。然而,当 PE 表面附着有抗生素如 AMX 或 IB 时,蓝色 PE 处理下的玉米叶绿素 a 和 b 含量分别增加了 50.0%

和 40.0%, 白色 PE 处理下的叶绿素含量甚至增加到对照组的两倍. 有研究发现, 与 PP 和 PVC 单一污染相比, OTC 的存在显著提高了复合污染下樱桃萝卜叶片中叶绿素 a 和类胡萝卜素的含量^[73]. 在大豆幼苗的实验中, 单一 SMZ 污染显著抑制了叶片的光合特性和叶绿素含量. 然而, 加入 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 PE 在一定程度上缓解了该抑制作用, 而 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 或 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 PE 则可能导致大豆幼苗叶片的光合特性和叶绿素含量进一步降低, 且这种抑制效果随着 SMZ 暴露浓度的增加而加剧^[76]. 单宁等^[79]研究也发现了抗生素暴露浓度对复合效应的影响, 在 PS 和 CIP 复合污染下, 黑麦草叶片中叶绿素 a、b 的含量随着 CIP 暴露浓度的增加而呈现逐渐减少的趋势.

有研究表明, 微塑料与抗生素的复合污染能够导致植物遭受氧化应激, 进而影响抗氧化酶系统的活性. Li 等^[74]研究指出, 微塑料与 OTC 的复合污染能够显著改变小白菜叶和根的抗氧化酶活性, 具体表现为 SOD、CAT 和 APX 活性的降低, 以及 POD 活性的增强. Cui 等^[73]发现, 在 PVC-OTC 和 PP-OTC 复合污染下, 樱桃萝卜叶片的超氧化物歧化酶(SOD)和过氧化氢酶(CAT)活性增强, 而根的 SOD 活性降低, 这表明植物不同器官对复合污染的响应存在差异. 此外, 根部的 CAT 活性仅在 PP-OTC 复合污染下显著增加, 而在 PVC-OTC 复合污染下无显著变化, 表明不同类型微塑料与抗生素对植物抗氧化酶产生的复合污染存在差异. Ma 等^[75]研究进一步揭示了不同粒径微塑料与抗生素产生的复合效应: 在 CIP 污染土壤中, $0.1 \mu\text{m}$ 的 PS 显著降低了小麦根部 SOD 活性, 且这种抑制效果随 CIP 浓度增加而加强; 而 $1 \mu\text{m}$ 的 PS 则轻微增强了小麦根部 SOD 活性, 并随着 CIP 浓度的升高而增强. 此外, 复合污染下小麦根部的 MDA 含量随着微塑料粒径的减小和 CIP 浓度的增加而增加. Bao 等^[77]研究则表明, 在 PE 和低浓度 ($5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) OTC 复合污染土壤中, 小麦叶片的抗坏血酸过氧化物酶(APX)和过氧化物酶(POD)活性显著增加, 而在 PE 和高浓度 ($150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) OTC 复合污染土壤中, MDA 浓度显著降低, 表明不同暴露浓度 OTC 与 PE 的复合污染能够产生不同复合效应.

植物在面临微塑料与抗生素复合污染时, 可以通过调节基因表达、改变代谢途径和优化营养吸收来适应环境. Khan 等^[80]发现, PE 能增加水稻中可溶性糖的含量. 然而, 在 PE 与 TC 复合污染下, 糖代谢途径发生改变, 导致可溶性糖含量下降. 在干旱条件下, 这种复合污染还导致了 Q280 品种水稻中丙氨酸含量的增加, 而在非干旱条件下, 丙氨酸含量则降低, 这导致植物在能量代谢方面发生了变化. Fajardo

等^[81]研究发现, 玉米幼苗在抗生素如 IB、AMX 与 PS 复合污染的土壤中, 叶组织中的自由基数量增加, 同时 CAT1、GST1 和 SOD1 基因表达水平上升, 糖转运蛋白基因的表达也显著增加. 此外, Khan 等^[82]研究表明, 在 SFD、NOR 和 PS 单一污染下, 药用植物茼蒿地上部的锌含量分别显著增加 161.1%、101.2% 和 112.0%, 但在 SFD、NOR 和 PS 的复合污染下, 锌含量却显著降低 21.6%. 该研究还观察到, 复合污染引起了叶和根细胞超微结构的显著变化, 这在细胞水平上导致了更多的损伤, 并选择性地影响了代谢活动.

4.2 微塑料与抗生素对动物的复合毒性效应

微塑料与抗生素对土壤动物产生的复合毒性效应研究尚在初步阶段, 对复合毒性效应是协同还是拮抗的研究较少. 从已有研究看, 复合毒性效应主要体现在氧化应激、器官损伤和肠道微生物群变化, 主要受试生物为小鼠和蚯蚓. 微塑料主要以两种方式增强或减弱抗生素对土壤动物的毒性: 微塑料可导致动物组织损伤和功能减弱, 潜在降低动物抵御抗生素毒性的能力, 同时微塑料作为载体可以影响动物体内抗生素的富集. Wang 等^[83]揭示 PS 和 TC 单一污染对小鼠肠道造成了物理损伤和功能损伤, 肠道物理屏障破坏、炎症和黏膜损伤. 然而, PS 和 TC 的复合毒性相对较小, 低于各自单一污染时的毒性, 说明复合毒性表现为拮抗. Liu 等^[84]同样发现, PET 与 SMX 的复合毒性表现出显著的拮抗作用, PET 降低了 SMX 在小鼠体内的生物累积性. 但同时, 二者复合污染增加了小鼠肠道中葡萄球菌、厌氧菌和脱硫弧菌的丰度, 导致了小鼠肠道微生物群的紊乱, 并增加了肠道炎症的风险. Sun 等^[85]研究则指出, 与单一污染相比, PS 和氟环唑(EPO)的复合污染对小鼠造成了更严重的损伤, 抑制小鼠体重增加, 减轻肝脏重量, 加重肝、肾组织的损伤以及氧化应激和代谢紊乱. 在对蚯蚓的已有研究中, 微塑料会加剧抗生素在蚯蚓体内的富集, 对肠道及肠道微生物群产生影响. Ma 等^[86]研究发现, 纳米聚苯乙烯(nano-PS)导致 TC 在蚯蚓肠道中的生物累积, 引起了肠道功能的紊乱和微生物群的失衡. Yang 等^[87]研究也证实了 nano-PS 增强了 TC 在蚯蚓体内的毒性, 降低了蚯蚓的繁殖率, 并显著降低了蚯蚓微生物群落的 α 多样性, 扰乱了 β 多样性, 同时促进了蚯蚓体内抗生素抗性基因(ARGs)的富集, 加速了细菌对抗生素耐药性的形成. 此外, Fajardo 等^[81]研究表明, 土壤中 PE 与 IB、AMX 等抗生素复合污染对秀丽隐杆线虫(*Caenorhabditis elegans*)的生长、繁殖或存活没有显著影响, 对抗生素毒性既没增强也没减弱.

表 2 微塑料与抗生素复合污染对土壤植物的毒性效应¹⁾

Table 2 Toxic effects of combined microplastic and antibiotic contamination on soil plants

受试物种	微塑料种类	尺寸	抗生素种类	暴露剂量	复合毒性效应	作用类型	文献
黑麦草	PE	500 nm	环丙沙星	PE(50 mg·L ⁻¹)和 CIP(0.1、1、2 mg·L ⁻¹)	PE 促进黑麦草对 CIP 的吸收转运,加重 CIP 对黑麦草生长和叶绿素含量的抑制作用	协同	[79]
小麦	PE	0.1、1 和 10 μm	环丙沙星	PE(50 mg·L ⁻¹)和 CIP(1.0 mg·L ⁻¹ 、5.0 mg·L ⁻¹)	0.1 μm PE 显著增加了 CIP 对小麦的毒性效应,5 mg·L ⁻¹ CIP 促进小麦吸收、积累和转运 PE	协同	[75]
小麦种子及幼苗	PE	200 μm	土霉素	OTC(5~150 mg·L ⁻¹)和 PE(800 mg·L ⁻¹)	PE 促进 5 mg·L ⁻¹ OTC 对小麦种子萌发的抑制作用,复合暴露对小麦萌发和生长表现出不同的毒性	协同	[77]
茼蒿	PS	0.5~1 μm	诺氟沙星和磺胺嘧啶	NOR(50 mg·kg ⁻¹)和 SFD(10 mg·kg ⁻¹)	复合污染对茼蒿的营养元素含量、代谢产物和细胞结构具有更大的毒性	协同	[82]
玉米	PE	200~300 μm	布洛芬、舍曲林、阿莫西林和西玛津	PE(400 mg·L ⁻¹)、IB(3.09 mg·L ⁻¹)、AMX(5.48 mg·L ⁻¹)、STR(5.14 mg·L ⁻¹)和 SZ(2.75 mg·L ⁻¹)	微塑料作为载体影响植物生理和转录途径,对玉米植株在根发育方面有负面影响	协同	[78]
樱桃萝卜	PP、PA 和 PVC	10~20 μm	土霉素	OTC(50 mg·kg ⁻¹)、PP(2% 质量分数)、PA(2% 质量分数)和 PVC(2% 质量分数)	OTC 减轻了 PVC 对樱桃萝卜叶片数和地上部鲜重的不利影响	拮抗	[73]
大豆种子及幼苗	PE	50~100 μm	磺胺二甲嘧啶	PE(10 mg·L ⁻¹ 、100 mg·L ⁻¹ 、200 mg·L ⁻¹)和 SMZ(1 mg·L ⁻¹ 、10 mg·L ⁻¹ 、50 mg·L ⁻¹)	低浓度 PE 能缓解 SMZ 对大豆的种子萌发和幼苗生长抑制;高浓度的 PE 增强 SMZ 对大豆的抑制	协同和拮抗	[76]
白菜	PE 和 PLA	0.1~0.2 mm	土霉素	PLA(5 g·kg ⁻¹)、PE(5 g·kg ⁻¹)和 OTC(50 mg·kg ⁻¹)	OTC、PE 和 PLA 的单独和复合暴露对小白菜产生了植物毒性效应	协同和拮抗	[74]

1)IB 表示布洛芬,SZ 表示西玛津

表 3 微塑料与抗生素复合污染对土壤动物的毒性效应

Table 3 Toxic effects of combined microplastic and antibiotic contamination on soil animals

受试物种	微塑料种类	尺寸	抗生素种类	暴露剂量	复合毒性效应	作用类型	文献
蚯蚓	PS	100 nm	四环素	PS(1 000 mg·kg ⁻¹)和 TC(20 mg·kg ⁻¹)	降低了蚯蚓的繁殖率以及蚯蚓微生物群落的 α 多样性,扰乱 β 多样性	协同	[87]
蚯蚓	PA 和 PVC	30 μm	四环素	PA(1 000 mg·kg ⁻¹)、PVC(1 000 mg·kg ⁻¹)和 TC(20 mg·kg ⁻¹)	显著降低了蚯蚓肠道微生物群的 α 多样性	协同	[88]
小鼠	PS	1 μm	四环素	PS(0.5mg·mL ⁻¹)和 TC(0.15 mg·mL ⁻¹)	单独污染对小鼠肠道造成的物理损伤和功能损伤,PS 和 TC 复合毒性效应低于单独污染	拮抗	[83]
小鼠	PS	5 μm	氟环唑	PS(0.12 mg·kg ⁻¹)和 EPO(0.08 mg·kg ⁻¹)	联合作用抑制小鼠体重增加并减轻肝脏重量,加重肝、肾组织损伤、氧化应激和代谢紊乱	协同	[85]
小鼠	PET	2~631 μm	磺胺甲噁唑	PET(500 mg·kg ⁻¹)和 SMX(100 mg·kg ⁻¹)	PET 显著降低了 SMX 在小鼠组织的生物累积,增加了小鼠肠道中葡萄球菌、厌氧菌和脱硫弧菌的丰度	协同和拮抗	[84]

4.3 微塑料与抗生素对微生物的复合毒性效应

微塑料与抗生素的共存对微生物会产生影响,其复合作用的效果与微塑料的老化程度、表面官能团、粒径、暴露浓度以及抗生素的暴露浓度等多种因素相关,可能对微生物或微生物群落产生协同、拮抗或无显著变化等多种影响. Feng 等^[89]研究发现,微塑料与 CIP 复合污染时,会导致大肠杆菌细胞膜损伤、氧化应激和渗透失衡. 而与单一污染相比,老化微塑

料和 CIP 的复合污染更严重地破坏了基因表达和代谢途径,而原始微塑料和 CIP 的复合污染则产生了相反的效果. Ning 等^[90]研究发现,红霉素(ERY)和 PS 的复合污染相比单一 PS 污染,会导致大肠杆菌中出现更多的 DNA 损伤和抗性突变,ERY 与 PS 的复合污染对单一 ERY 污染对细菌生长的抑制作用没有显著影响,而 ERY 和氨基改性聚苯乙烯(PS-NH₂)的复合污染则显著增强了抑制效果. Shen 等^[91]研究发现,随着

NOR 浓度的增加,PS 与 NOR 复合污染对大肠杆菌生长的影响依次呈现出“促进-无显著影响-抑制”的趋势.除了 5 μm PS-NH₂和高浓度 NOR 复合污染外,PS 与 NOR 复合污染对大肠杆菌中 RP4 质粒的突变频率 (MF)随着 PS 浓度的增加而增加,并且在大多数情况下,0.1 μm PS-NOR 的刺激效果比 5 μm PS-NOR 更

好. Xu 等^[92]研究发现在不同浓度 CO₂下,单一 SMZ 污染降低了细菌的多样性,对细菌的结构和相互关系产生了不利影响,并丰富了磺胺耐药基因(*sulI* 和 *sul2*)和 1 类整合子(*intI1*).然而,PS 的添加显著缓解了 SMZ 对细菌多样性、组成和结构的不利影响,并通过降低 *intI1* 丰度来抑制 *sulI* 的传播.

表 4 微塑料与抗生素复合污染对土壤微生物的毒性效应¹⁾
Table 4 Toxic effects of combined microplastic and antibiotic contamination on soil microorganisms

受试物种	微塑料种类	尺寸	抗生素种类	暴露剂量	复合毒性效应	作用类型	文献
微生物群	PE	100~150 μm	环丙沙星	CIP(10 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)和 PE(1% 质量分数)	PE 抑制了 CIP 的降解;与单独污染相比,PE 和 CIP 复合污染显著降低了土壤微生物多样性	协同	[93]
微生物群	PS	500 nm	磺胺二甲嘧啶	PS(5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)和 SMZ(1 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	在不同浓度 CO ₂ 下,PS 显著缓解了 SMZ 对细菌多样性、组成和结构的不利影响	拮抗	[92]
大肠杆菌	PS	30、100 和 200 nm	红霉素	PS(4、8、16、32 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)和 ERY(25~200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	可能加速细菌抗生素耐药性的出现	协同	[90]
大肠杆菌	PS	7.587~7.881 μm	环丙沙星	PS(13.5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)和 CIP(0.2 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	导致细胞膜损伤、氧化应激、DNA 复制障碍和大肠杆菌中的渗透失衡	协同	[89]
大肠杆菌和铜绿假单胞菌	MPs	—	恩诺沙星	ENR(0.25 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)和 MPs(10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	在微塑料和恩诺沙星的共同刺激下,共培养促进了两种菌株的增殖	协同	[94]
金黄色葡萄球菌、大肠杆菌和铜绿假单胞菌	NPs	<5 μm	阿莫西林、螺旋霉素	SPM(0.16 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	抗生素和 NPs 的共存会降低抗生素的抗菌效率	拮抗	[95]

1)“—”表示文献中未提及该信息;SPM 表示螺旋霉素

5 展望

鉴于微塑料和抗生素相互作用以及土壤环境的复杂性,未来微塑料复合污染的研究应当考虑以下方面:

- (1)土壤中微塑料和抗生素往往与其他污染物共存,微塑料对抗生素的吸附作用以及二者对生物的毒性效应均会受到共存于土壤中的其他污染物的影响.因此,在微塑料与抗生素复合污染研究的基础上,亟需开展微塑料、抗生素与其他污染物共存下的复合污染机制及毒性效应研究.
- (2)当前关于微塑料和抗生素的迁移机制的研究往往着眼于二者类型、粒径、浓度等因素的影响,未来应进一步研究土壤环境对二者迁移行为的影响,尤其是土壤动物等生物扰动以及降雨、风力作用等非生物扰动对二者迁移行为的影响及机制.
- (3)微塑料和抗生素对土壤环境中 ARGs 的复合作用研究相对较少,未来的研究应更加关注这方面,微塑料对环境中耐药细菌和 ARGs 增殖和扩散的影响、作用机制和潜在生态风险有待进一步探索.
- (4)土壤生态系统是由植物、动物、微生物等多种生物构成的整体,当前关于土壤中微塑料和抗生素复合毒性效应的研究大多以植物为受试生物,关

于对动物和微生物的复合毒性效应研究仍有待丰富完善,关于微塑料和抗生素对生态系统的复合效应评估应综合考虑二者对植物、动物和微生物的综合效应.

6 结论

- (1)微塑料与抗生素的吸附作用包括疏水分配作用、静电相互作用和孔隙填充等多种机制,吸附过程由多种机制共同参与.微塑料和抗生素性质、微塑料表面生物膜和土壤共存污染物等因素均可对吸附过程产生影响.
- (2)从吸附的角度探究了微塑料与抗生素迁移行为的互作机制,微塑料通过“载体效应”、“稀释效应”、竞争土壤表面吸附位点和改变土壤物理性质,对土壤中抗生素的迁移产生促进或抑制作用;抗生素也可通过改变微塑料与土壤之间的吸附作用、静电排斥作用以及抗生素与微塑料之间的吸附作用等方式,促进或抑制微塑料的迁移.微塑料与抗生素迁移行为互相影响可能增加污染管控治理的难度.
- (3)微塑料与抗生素污染对土壤植物生长和生理、动物及微生物生长发育产生协同、拮抗或无显著变化等不同复合毒性效应,其效应主要与微塑料种类、粒径、暴露浓度、抗生素暴露浓度以及受试生物

等因素有关。

参考文献:

- [1] Kedzierski M, Ciredorf-Boulant D, Palazot M, *et al.* Continents of plastics: an estimate of the stock of microplastics in agricultural soils [J]. *Science of the Total Environment*, 2023, **880**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.163294.
- [2] Yang H R, Yan Y M, Yu Y K, *et al.* Distribution, sources, migration, influence and analytical methods of microplastics in soil ecosystems [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2022, **243**, doi: 10.1016/j.ecoenv.2022.114009.
- [3] 王峰, 公玮, 刘哲, 等. 南水北调丹江口库区土壤中微塑料分布特征及风险评估[J]. *环境科学*, 2023, **44**(11): 6279-6286.
Wang F, Gong W, Liu Z, *et al.* Distribution characteristics and risk assessment of microplastics in soil in Danjiangkou reservoir area of south-to-north water diversion project [J]. *Environmental Science*, 2023, **44**(11): 6279-6286.
- [4] Bi D, Wang B B, Li Z, *et al.* Occurrence and distribution of microplastics in coastal plain soils under three land-use types [J]. *Science of the Total Environment*, 2023, **855**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.159023.
- [5] Li W F, Wang S Z, Wufuer R, *et al.* Distinct soil microplastic distributions under various farmland-use types around Urumqi, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2023, **857**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.159573.
- [6] Ren Z F, Gui X Y, Xu X Y, *et al.* Microplastics in the soil-groundwater environment: aging, migration, and co-transport of contaminants - A critical review [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, **419**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.126455.
- [7] Zhao S L, Zhang Z Q, Chen L, *et al.* Review on migration, transformation and ecological impacts of microplastics in soil [J]. *Applied Soil Ecology*, 2022, **176**, doi: 10.1016/j.apsoil.2022.104486.
- [8] 曾巧云, 丁丹, 檀笑. 中国农业土壤中四环素类抗生素污染现状及来源研究进展[J]. *生态环境学报*, 2018, **27**(9): 1774-1782.
Zeng Q Y, Ding D, Tan X. Pollution status and sources of tetracycline antibiotics in agricultural soil in China: a review [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2018, **27**(9): 1774-1782.
- [9] 丁婷婷, 陆悦宽. 苏州市农田土壤中抗生素水平的影响因素研究[J]. *农业科技与信息*, 2023, (3): 98-102.
- [10] 丁丹, 黄晓依, 顾静仪, 等. 畜禽粪便还田四环素类抗生素(TCs)在土壤-蔬菜系统的分布特征及风险评估[J]. *环境科学*, 2023, **44**(8): 4440-4447.
Ding D, Huang X Y, Gu J Y, *et al.* Distribution characteristics and risk assessment of tetracycline antibiotics (TCs) in soil-vegetable system with soil fertilized with animal manure [J]. *Environmental Science*, 2023, **44**(8): 4440-4447.
- [11] 胡双庆, 张玉, 沈根祥. 抗生素磺胺嘧啶和磺胺甲恶唑在土壤中的淋溶行为研究[J]. *环境科学研究*, 2022, **35**(2): 470-477.
Hu S Q, Zhang Y, Shen G X. Leaching behavior of antibiotics sulfadiazine and sulfamethoxazole in soil [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2022, **35**(2): 470-477.
- [12] 李国秀, 崔利辉, 刘颖沙. 陕西省杨凌区蔬菜基地土壤中抗生素污染评价[J]. *农业工程*, 2021, **11**(7): 41-46.
Li G X, Cui L H, Liu Y S. Evaluation of antibiotic pollution in soil of vegetable base in Yangling district, Shaanxi province [J]. *Agricultural Engineering*, 2021, **11**(7): 41-46.
- [13] 张秀, 宋建宇, 高欢, 等. 我国不同利用方式土壤的磺胺类和四环素类抗生素抗性基因积累[J]. *环境科学*, 2023, **44**(10): 5610-5621.
Zhang X, Song J Y, Gao H, *et al.* Accumulation of sulfonamides and macrolides antibiotic resistance genes in soils with different utilization patterns in China [J]. *Environmental Science*, 2023, **44**(10): 5610-5621.
- [14] 郎朗, 张莹, 杨昂瑾, 等. 哈尔滨蔬菜基地土壤中喹诺酮类抗生素的污染现状[J]. *生态毒理学报*, 2022, **17**(5): 435-442.
Lang L, Zhang Y, Yang A J, *et al.* Pollution status of quinolones antibiotics in soil of Harbin vegetable base [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2022, **17**(5): 435-442.
- [15] 王晓洁, 赵蔚, 张志超, 等. 兽用抗生素在土壤中的环境行为、生态毒性及危害调控[J]. *中国科学: 技术科学*, 2021, **51**(6): 615-636.
Wang X J, Zhao W, Zhang Z C, *et al.* Veterinary antibiotics in soils: environmental processes, ecotoxicity, and risk mitigation [J]. *Scientia Sinica Technologica*, 2021, **51**(6): 615-636.
- [16] Hüffer T, Metzelder F, Sigmund G, *et al.* Polyethylene microplastics influence the transport of organic contaminants in soil [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, **657**: 242-247.
- [17] Stapleton M J, Ansari A J, Hai F I. Antibiotic sorption onto microplastics in water: a critical review of the factors, mechanisms and implications [J]. *Water Research*, 2023, **233**, doi: 10.1016/j.watres.2023.119790.
- [18] Ziccardi L M, Edgington A, Hentz K, *et al.* Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: a state-of-the-science review [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2016, **35**(7): 1667-1676.
- [19] 吴渊, 李亚男. 微/纳米塑料与抗生素相互作用研究进展[J]. *生态毒理学报*, 2022, **17**(6): 203-212.
Wu Y, Li Y N. Research progress on interaction between micro/nanoplastics and antibiotics [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2022, **17**(6): 203-212.
- [20] Martín J, Santos J L, Aparicio I, *et al.* Microplastics and associated emerging contaminants in the environment: analysis, sorption mechanisms and effects of co-exposure [J]. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, 2022, **35**, doi: 10.1016/j.teac.2022.e00170.
- [21] Du H X, Zeng F, Ma H Z, *et al.* Identification of the aged microplastics film and its sorption of antibiotics and bactericides in aqueous and soil compartments [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2022, **185**, doi: 10.1016/j.marpolbul.2022.114312.
- [22] Wang L, Yang H Y, Guo M H, *et al.* Adsorption of antibiotics on different microplastics (MPs): behavior and mechanism [J]. *Science of the Total Environment*, 2023, **863**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.161022.
- [23] 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.
- [24] Lee H, Shim W J, Kwon J H. Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals [J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 470-471, doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.08.023.
- [25] Wang H, Qiu C, Song Y L, *et al.* Adsorption of tetracycline and Cd(II) on polystyrene and polyethylene terephthalate microplastics with ultraviolet and hydrogen peroxide aging treatment [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, **845**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.157109.
- [26] Yu F, Yang C F, Huang G Q, *et al.* Interfacial interaction between diverse microplastics and tetracycline by adsorption in an aqueous solution [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, **721**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137729.
- [27] Guo C X, Wang L L, Lang D N, *et al.* UV and chemical aging alter the adsorption behavior of microplastics for tetracycline [J]. *Environmental Pollution*, 2023, **318**, doi: 10.1016/j.envpol.2022.120859.
- [28] Wang K, Han T, Chen X D, *et al.* Insights into behavior and mechanism of tetracycline adsorption on virgin and soil-exposed microplastics [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, **440**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2022.129770.
- [29] Li J, Yu S G, Chen X H, *et al.* Highly enhanced adsorption of antibiotics on aged polyamide microplastics [J]. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2023, **658**, doi: 10.1016/j.colsurfa.2022.130690.
- [30] Yu F, Li Y, Huang G Q, *et al.* Adsorption behavior of the antibiotic levofloxacin on microplastics in the presence of different heavy metals in an aqueous solution [J]. *Chemosphere*, 2020, **260**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.127650.
- [31] He S Y, Tong J, Xiong W P, *et al.* Microplastics influence the fate of antibiotics in freshwater environments: biofilm formation and its effect on adsorption behavior [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, **442**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2022.130078.
- [32] Jiang Z S, Huang X F, Wu Q F, *et al.* Adsorption of sulfonamides on polyamide microplastics in an aqueous solution: behavior, structural effects, and its mechanism [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2023, **454**, doi: 10.1016/j.cej.2022.140452.
- [33] Xue X D, Hong S C, Cheng R T, *et al.* Adsorption characteristics of antibiotics on microplastics: the effect of surface contamination with an anionic surfactant [J]. *Chemosphere*, 2022, **307**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.136195.
- [34] Guo X, Chen C, Wang J L. Sorption of sulfamethoxazole onto six types of microplastics [J]. *Chemosphere*, 2019, **228**: 300-308.
- [35] Fu J X, Li Y N, Peng L, *et al.* Distinct chemical adsorption behaviors of sulfanilamide as a model antibiotic onto weathered microplastics in complex systems [J]. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2022, **648**, doi: 10.1016/j.colsurfa.2022.129337.
- [36] 李佩佩, 严忠雍, 黄丽英, 等. 微塑料吸附有机污染物的作用机制研究进展[J]. *环境科学与技术*, 2023, **46**(S1): 74-80.
Li, P P, Yan Z Y, Huang L Y, *et al.* Advances on the sorption mechanisms between organic pollutants and microplastic [J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, **46**(S1): 74-80.

- [37] Xu B L, Liu F, Brookes P C, *et al.* Microplastics play a minor role in tetracycline sorption in the presence of dissolved organic matter [J]. *Environmental Pollution*, 2018, **240**: 87-94.
- [38] Liu G Z, Zhu Z L, Yang Y X, *et al.* Sorption behavior and mechanism of hydrophilic organic chemicals to virgin and aged microplastics in freshwater and seawater[J]. *Environmental Pollution*, 2019, **246**: 26-33.
- [39] Li J, Zhang KN, Zhang H. Adsorption of antibiotics on microplastics [J]. *Environmental Pollution*, 2018, **237**: 460-467.
- [40] Liu X M, Xu J, Zhao Y P, *et al.* Hydrophobic sorption behaviors of 17 β -estradiol on environmental microplastics [J]. *Chemosphere*, 2019, **226**: 726-735.
- [41] 郑阳, 王娟, 查旭琼, 等. 微塑料对土壤污染物的吸附行为研究进展 [J]. *广州化工*, 2021, **49**(20): 13-15, 44.
Zheng Y, Wang J, Zha X Q, *et al.* Research progress on adsorption of soil pollutants by microplastics [J]. *Guangzhou Chemical Industry*, 2021, **49**(20): 13-15, 44.
- [42] 王一飞, 李森, 于海瀛, 等. 微塑料对环境中有机污染物吸附解吸的研究进展 [J]. *生态毒理学报*, 2019, **14**(4): 23-30.
Wang Y F, Li M, Yu H Y, *et al.* Research progress on the adsorption and desorption between microplastics and environmental organic pollutants [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2019, **14**(4): 23-30.
- [43] Guo X T, Pang J W, Chen S Y, *et al.* Sorption properties of tylosin on four different microplastics [J]. *Chemosphere*, 2018, **209**: 240-245.
- [44] Wang J, Liu X H, Liu G N, *et al.* Size effect of polystyrene microplastics on sorption of phenanthrene and nitrobenzene [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, **173**: 331-338.
- [45] Bhagat K, Barrios A C, Rajwade K, *et al.* Aging of microplastics increases their adsorption affinity towards organic contaminants [J]. *Chemosphere*, 2022, **298**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.134238.
- [46] Wang Y, Wang X J, Li Y, *et al.* Effects of exposure of polyethylene microplastics to air, water and soil on their adsorption behaviors for copper and tetracycline [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2021, **404**, doi: 10.1016/j.cej.2020.126412.
- [47] Tian Y J, Zhu J Y, Ying C H, *et al.* Photoaging processes of polyvinyl chloride microplastics enhance the adsorption of tetracycline and facilitate the formation of antibiotic resistance [J]. *Chemosphere*, 2023, **320**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2023.137820.
- [48] Ji H L, Wan S W, Liu Z Z, *et al.* Adsorption of antibiotics on microplastics (MPs) in aqueous environments: the impacts of aging and biofilms [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2024, **12**(2), doi: 10.1016/j.jece.2024.111992.
- [49] Wang Y, Wang X J, Li Y, *et al.* Biofilm alters tetracycline and copper adsorption behaviors onto polyethylene microplastics [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, **392**, doi: 10.1016/j.cej.2019.123808.
- [50] Wang J L, Guo X, Xue J M. Biofilm-developed microplastics as vectors of pollutants in aquatic environments [J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, **55**(19): 12780-12790.
- [51] Rosato A, Barone M, Negroni A, *et al.* Microbial colonization of different microplastic types and biotransformation of sorbed PCBs by a marine anaerobic bacterial community [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, **705**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135790.
- [52] Yan X R, Chio C, Li H, *et al.* Colonization characteristics and surface effects of microplastic biofilms: implications for environmental behavior of typical pollutants [J]. *Science of the Total Environment*, 2024, **937**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2024.173141.
- [53] Liu F F, Liu G Z, Zhu Z L, *et al.* Interactions between microplastics and phthalate esters as affected by microplastics characteristics and solution chemistry [J]. *Chemosphere*, 2019, **214**: 688-694.
- [54] Tong F, Liu D, Zhang Z H, *et al.* Heavy metal-mediated adsorption of antibiotic tetracycline and ciprofloxacin on two microplastics: insights into the role of complexation [J]. *Environmental Research*, 2023, **216**, doi: 10.1016/j.envres.2022.114716.
- [55] Lv M J, Zhang T, Ya H B, *et al.* Effects of heavy metals on the adsorption of ciprofloxacin on polyethylene microplastics: mechanism and toxicity evaluation [J]. *Chemosphere*, 2023, **315**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2023.137745.
- [56] Huang D F, Xu Y B, Yu X Q, *et al.* Effect of cadmium on the sorption of tylosin by polystyrene microplastics [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, **207**, doi: 10.1016/j.ecoenv.2020.111255.
- [57] Yu B, Zhao T, Gustave W, *et al.* Do microplastics affect sulfamethoxazole sorption in soil? Experiments on polymers, ionic strength and fulvic acid [J]. *Science of the Total Environment*, 2023, **860**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.160221.
- [58] Sun M, Yang Y K, Huang M L, *et al.* Adsorption behaviors and mechanisms of antibiotic norfloxacin on degradable and nondegradable microplastics [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, **807**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.151042.
- [59] Yao J N, Wang H N, Ma C X, *et al.* Cotransport of thallium (I) with polystyrene plastic particles in water-saturated porous media [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, **422**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.126910.
- [60] Wu J Y, Lu L, Wang R, *et al.* Influence of microplastics on the transport of antibiotics in sand filtration investigated by AFM force spectroscopy [J]. *Science of the Total Environment*, 2023, **873**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.162344.
- [61] 陈燕娜, 吴鸣, 程洲, 等. 典型微塑料对环丙沙星在多孔介质迁移的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2021, **40**(2): 400-407.
Chen Y N, Wu M, Cheng Z, *et al.* Effects of typical microplastics on migration of ciprofloxacin in porous media [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, **40**(2): 400-407.
- [62] 林宣浩, 吴鸣, 卢国平, 等. 聚酰胺微塑料对双酚 A 在地下水迁移的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2023, **42**(4): 861-868.
Lin X H, Wu M, Lu G P, *et al.* Effects of polyamide on bisphenol A migration in groundwater [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2023, **42**(4): 861-868.
- [63] Xu L L, Liang Y, Liao C J, *et al.* Cotransport of micro- and nano-plastics with chlortetracycline hydrochloride in saturated porous media: effects of physicochemical heterogeneities and ionic strength [J]. *Water Research*, 2022, **209**, doi: 10.1016/j.watres.2021.117886.
- [64] Zhao P, Cui L M, Zhao W G, *et al.* Cotransport and deposition of colloidal polystyrene microplastic particles and tetracycline in porous media: the impact of ionic strength and cationic types [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, **753**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142064.
- [65] 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**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.121775.
- [66] 何畅, 曾晓岚, 张存款, 等. 纳米银与微塑料在模拟垃圾填埋柱中的共迁移特征 [J]. *中国环境科学*, 2022, **42**(8): 3788-3795.
He C, Zeng X L, Zhang C K, *et al.* Characteristics of silver nanoparticles and microplastics co-migration in simulated landfill columns [J]. *China Environmental Science*, 2022, **42**(8): 3788-3795.
- [67] Li J, Guo K, Cao Y S, *et al.* Enhance in mobility of oxytetracycline in a sandy loamy soil caused by the presence of microplastics [J]. *Environmental Pollution*, 2021, **269**, doi: 10.1016/j.envpol.2020.116151.
- [68] Xu L L, Liang Y, Zhang R P, *et al.* Facilitated transport of microplastics and nonylphenol in porous media with variations in physicochemical heterogeneity [J]. *Environmental Pollution*, 2022, **315**, doi: 10.1016/j.envpol.2022.120297.
- [69] Wang F Y, Wang Q L, Adams C A, *et al.* Effects of microplastics on soil properties: current knowledge and future perspectives [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, **424**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.127531.
- [70] 李成涛, 吴婉晴, 陈晨, 等. 可生物降解 PBAT 微塑料对土壤理化性质及上海青生理指标的影响 [J]. *生态环境学报*, 2023, **32**(11): 1964-1977.
Li C T, Wu W Q, Chen C, *et al.* Effects of biodegradable PBAT microplastics on soil physical and chemical properties and physiological indicators of brassica chinensis [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2023, **32**(11): 1964-1977.
- [71] 王佳青, 俞奔, 马绍峰, 等. 土壤-微塑料混合体系中磺胺甲恶唑的解吸行为研究 [J]. *土壤学报*, 2022, **59**(4): 1048-1056.
Wang J Q, Yu B, Ma S F, *et al.* Desorption of sulfamethoxazole from a soil-microplastics mixture system [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2022, **59**(4): 1048-1056.
- [72] Li S, Yang M X, Wang H, *et al.* Cotransport of microplastics and sulfanilamide antibiotics in groundwater: the impact of MP/SA ratio and aquifer media [J]. *Environmental Research*, 2022, **218**, doi: 10.1016/j.envres.2022.114403.
- [73] Cui M, Yu S G, Yu Y F, *et al.* Responses of cherry radish to different types of microplastics in the presence of oxytetracycline [J]. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2022, **191**: 1-9.
- [74] Li G L, Tang Y, Khan K Y, *et al.* The toxicological effect on Pak Choi of co-exposure to degradable and non-degradable microplastics with oxytetracycline in the soil [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2023, **268**, doi: 10.1016/j.ecoenv.2023.115707.

- [75] Ma J, Chen F, Zhu Y F, *et al.* Joint effects of microplastics and ciprofloxacin on their toxicity and fates in wheat: a hydroponic study [J]. *Chemosphere*, 2022, **303**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.135023.
- [76] 赵肖琼, 张恒慧, 赵润柱, 等. 聚乙烯与磺胺二甲嘧啶复合胁迫对大豆种子萌发及幼苗生长生理特征的影响[J]. *环境科学*, 2023, **44**(9): 5092-5101.
- Zhao X Q, Zhang H H, Zhao R Z, *et al.* Effects of combined stress of polyethylene and sulfamethazine on seed germination, seedling growth, and physiological characteristics of soybean [J]. *Environmental Science*, 2023, **44**(9): 5092-5101.
- [77] Bao Y Y, Pan C R, Li D Z, *et al.* Stress response to oxytetracycline and microplastic-polyethylene in wheat (*Triticum aestivum* L.) during seed germination and seedling growth stages [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, **806**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.150553.
- [78] Martín C, Pirredda M, Fajardo C, *et al.* Transcriptomic and physiological effects of polyethylene microplastics on *Zea mays* seedlings and their role as a vector for organic pollutants [J]. *Chemosphere*, 2023, **322**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2023.138167.
- [79] 单宁, 祖木热提·艾比布, 米丽班·霍加艾合买提, 等. 微塑料对黑麦草吸收和累积水体中环丙沙星的影响[J]. *环境科学研究*, 2020, **33**(12): 2906-2912.
- Shan N, Habibul Z, Hojamat M, *et al.* Effects of microplastics on ryegrass (*Lolium perenne* L.) uptake and accumulation of ciprofloxacin [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2020, **33**(12): 2906-2912.
- [80] Khan K Y, Ali B, Ghani H U, *et al.* Single and combined effect of tetracycline and polyethylene microplastics on two drought contrasting cultivars of *Oryza sativa* L. (Rice) under drought stress [J]. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 2023, **101**, doi: 10.1016/j.etap.2023.104191.
- [81] Fajardo C, Martín C, Costa G, *et al.* Assessing the role of polyethylene microplastics as a vector for organic pollutants in soil: ecotoxicological and molecular approaches [J]. *Chemosphere*, 2022, **288**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.132460.
- [82] Khan K Y, Li G L, Du D L, *et al.* Impact of polystyrene microplastics with combined contamination of norfloxacin and sulfadiazine on *Chrysanthemum coronarium* L. [J]. *Environmental Pollution*, 2023, **316**, doi: 10.1016/j.envpol.2022.120522.
- [83] Wang L X, Chen J M, Zhang X, *et al.* Effects of microplastics and tetracycline on intestinal injury in mice [J]. *Chemosphere*, 2023, **337**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2023.139364.
- [84] Liu J, Lv M, Sun A Q, *et al.* Exposure to microplastics reduces the bioaccumulation of sulfamethoxazole but enhances its effects on gut microbiota and the antibiotic resistance of mice [J]. *Chemosphere*, 2022, **294**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.133810.
- [85] Sun W, Yan S, Meng Z Y, *et al.* Combined ingestion of polystyrene microplastics and epoxiconazole increases health risk to mice: based on their synergistic bioaccumulation *in vivo* [J]. *Environment International*, 2022, **166**, doi: 10.1016/j.envint.2022.107391.
- [86] Ma J, Sheng G D, Chen Q L, *et al.* Do combined nanoscale polystyrene and tetracycline impact on the incidence of resistance genes and microbial community disturbance in *Enchytraeus crypticus*? [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, **387**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.122012.
- [87] Yang L H, Wang X T, Ma J, *et al.* Nanoscale polystyrene intensified the microbiome perturbation and antibiotic resistance genes enrichment in soil and *Enchytraeus crypticus* caused by tetracycline [J]. *Applied Soil Ecology*, 2022, **174**, doi: 10.1016/j.apsoil.2022.104426.
- [88] Ma J, Sheng G D, O' Connor P. Microplastics combined with tetracycline in soils facilitate the formation of antibiotic resistance in the *Enchytraeus crypticus* microbiome [J]. *Environmental Pollution*, 2020, **264**, doi: 10.1016/j.envpol.2020.114689.
- [89] Feng L J, Zhang K X, Shi Z L, *et al.* Aged microplastics enhance their interaction with ciprofloxacin and joint toxicity on *Escherichia coli* [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2022, **247**, doi: 10.1016/j.ecoenv.2022.114218.
- [90] Ning Q, Wang D L, An J H, *et al.* Combined effects of nanosized polystyrene and erythromycin on bacterial growth and resistance mutations in *Escherichia coli* [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, **422**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.126858.
- [91] Shen H Y, Yang M R, Yin K N, *et al.* Size- and surface charge-dependent hormetic effects of microplastics on bacterial resistance and their interactive effects with quinolone antibiotic [J]. *Science of the Total Environment*, 2023, **903**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.166580.
- [92] Xu M L, Du W C, Ai F X, *et al.* Polystyrene microplastics alleviate the effects of sulfamethazine on soil microbial communities at different CO₂ concentrations [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, **413**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.125286.
- [93] Wang J, Liu X H, Dai Y X, *et al.* Effects of co-loading of polyethylene microplastics and ciprofloxacin on the antibiotic degradation efficiency and microbial community structure in soil [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, **741**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.140463.
- [94] Wu R T, Chen J Y, Liu S, *et al.* Cyclic AMP and biofilms reveal the synergistic proliferation strategy of *Pseudomonas aeruginosa* and *Escherichia coli* under the costimulation of high concentrations of microplastics and enrofloxacin [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, **838**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.156470.
- [95] Saygin H, Baysal A. Single and combined effects of antibiotics and nanoplastics from surgical masks and plastic bottles on pathogens [J]. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 2022, **257**, doi: 10.1016/j.cbpc.2022.109340.