

看不见的危机:农田土壤中新污染物的生态环境风险与防治

唐景春, 刘缙政, 王岩冰, 赵芷晗, 刘鑫磊, 魏昊宇, 吕宏虹, 史英豪, 李晓晶

引用本文:

唐景春, 刘缙政, 王岩冰, 等. 看不见的危机:农田土壤中新污染物的生态环境风险与防治[J]. 农业环境科学学报, 2026, 415(1): 1-22.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2025-1138>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

土壤微塑料污染及生态效应研究进展

任欣伟, 唐景春, 于宸, 何娟

农业环境科学学报. 2018, 37(6): 1045-1058 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1409>

基于文献计量的畜禽养殖废弃物新污染物研究态势分析

曹燕, 胡双庆, 沈根祥, 张洪昌, 王振旗, 李贞金

农业环境科学学报. 2021, 40(11): 2296-2304 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1095>

全氟及多氟化合物在土壤中的污染现状及环境行为研究进展

陈雷, 戴珂芽, 陈晓婷, 周顺怡, 林洁颖, 刘韵, 林庆祺, 晁元卿, 汤叶涛, 仇荣亮, 王诗忠

农业环境科学学报. 2021, 40(8): 1611-1622 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0125>

微塑料的环境行为及其生态毒性研究进展

刘沙沙, 付建平, 郭楚玲, 党志

农业环境科学学报. 2019, 38(5): 957-969 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1016>

土壤中对硝基酚迁移转化和去除技术研究进展

刘星邑, 温玉娟, 刘欢, 杨悦锁

农业环境科学学报. 2017, 36(11): 2161-2170 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-0608>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

唐景春, 刘缙政, 王岩冰, 等. 看不见的危机: 农田土壤中新污染物的生态环境风险与防治[J]. 农业环境科学学报, 2026, 45(1): 1-22.

TANG J C, LIU J Z, WANG Y B, et al. Invisible crisis: eco-environmental risks and mitigation measures of emerging contaminants in agricultural soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2026, 45(1): 1-22.



开放科学 OSID

看不见的危机: 农田土壤中新污染物的生态环境风险与防治

唐景春^{1*}, 刘缙政¹, 王岩冰¹, 赵芷晗¹, 刘鑫磊¹, 魏昊宇¹, 吕宏虹^{2*}, 史英豪³, 李晓晶³

(1. 南开大学环境科学与工程学院, 天津 300350; 2. 河北工业大学能源与环境工程学院, 天津 300401; 3. 农业农村部环境保护科研监测所, 天津 300191)

摘要: 随着农业集约化发展, 农田土壤中新污染物(ECs)的输入与累积日益加剧。新污染物常以微观、痕量或转化产物形式滞留于土壤, 并伴随多来源和效应耦合特征, 对生态系统和人体健康构成潜在威胁和“看不见的危机”。本文系统综述了农田中持久性有机污染物、微塑料、内分泌干扰物和抗生素四类新污染物的来源、关键输入途径, 并重点阐述了新污染物在农田中的吸附-解吸、迁移、植物吸收与降解等环境行为。并基于此, 探讨了新污染物源头控制、原位修复及农艺调控的综合治理策略。论文提出未来需加强新污染物在复合污染情境下的环境行为、毒性效应和风险评估机制研究, 推动高效低风险的修复技术发展, 为农业可持续与食品安全保障提供理论依据。

关键词: 农田; 土壤; 新污染物; 环境行为; 防控治理

中图分类号: X53 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2026)01-0001-22 doi:10.11654/jaes.2025-1138

Invisible crisis: eco-environmental risks and mitigation measures of emerging contaminants in agricultural soil

TANG Jingchun^{1*}, LIU Jinzheng¹, WANG Yanbing¹, ZHAO Zhihan¹, LIU Xinlei¹, WEI Haoyu¹, LÜ Honghong^{2*}, SHI Yinghao³, LI Xiaojing³
(1. College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin 300350, China; 2. School of Energy and Environmental Engineering, Hebei University of Technology, Tianjin 300401, China; 3. Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Tianjin 300191, China)

Abstract: With the development of agricultural intensification, inputs and accumulation of emerging contaminants (ECs) in agricultural soils have increased markedly. Because these contaminants often persist in soil matrices as microscale particles, trace level residues, or transformation products, and are shaped by multisource inputs and coupled effects, they pose potential threats and “invisible crisis” to ecosystems and human health. This manuscript systematically reviewed the key sources and input pathways of four kinds emerging pollutants in farmland, including persistent organic pollutants, microplastics, endocrine disruptors and antibiotics, and focused on the environmental behaviors of ECs in farmland, such as adsorption-desorption, migration and transformation, plant absorption, and degradation. Based on this, the comprehensive management strategies of source control, remediation and agronomic regulation of ECs were discussed. In the future, it is recommended to strengthen research on the environmental behavior, toxic effects, and risk assessment mechanisms of ECs under complex contamination scenarios, promote the development of high-efficiency and low-risk remediation technologies, and provide theoretical basis for agricultural sustainability and food safety assurance.

Keywords: farmland land; soil; new contaminants; environmental behavior; prevention, control and remediation

收稿日期: 2025-12-10 录用日期: 2026-01-10

作者简介: 唐景春(1968—), 男, 天津静海人, 博士, 教授, 主要从事生态修复的研究。E-mail: tangjch@nankai.edu.cn

*通信作者: 唐景春 E-mail: tangjch@nankai.edu.cn; 吕宏虹 E-mail: honghonglyu@hebut.edu.cn

基金项目: 国家自然科学基金项目(42477524, 42377225, W2523020); 天津科技计划项目(24PTLYHZ00190, 23YFXTHZ00170)

Project supported: National Natural Science Foundation of China (42477524, 42377225, W2523020); Tianjin Science and Technology Program (24PTLYHZ00190, 23YFXTHZ00170)

随着人口持续增长、城镇化和工业化的快速发展,粮食安全和农业生态系统可持续性的压力日益增加^[1]。农田承担着粮食作物生长、农产品供应的生产功能,以及水土保持、养分循环和保持生物多样性的生态服务功能^[2]。因此,农田生态系统的健康状态直接关系粮食产量与质量、生态环境安全与健康。为了满足预计到2050年近100亿人口的粮食需求,农业生产迫切需要向规模化、集约化方式发展。同时污水灌溉、污泥生物固体肥料回田、塑料膜覆盖等技术虽然提高了生产效率并实现了资源循环利用,但导致农田土壤环境面临着复杂的污染压力,成为巨大的化学品的“汇”^[3-4]。与大气或者水体相比,农田土壤的强异质性、界面过程复杂性与生物地球化学反应耦合,使污染物更易在土壤中以微观、痕量或转化产物形式长期滞留,在时间尺度上产生累积效应^[5]。而且来源途径交织、低剂量暴露和复合污染普遍存在,监测和量化方法难以匹配污染谱系的持续扩展,造成风险识别的隐蔽性和滞后性^[6]。基于溯源和量化困难的特性,农田土壤污染被概括为一种“看不见的危机”。

传统意义上的农田土壤污染,如重金属污染已被广泛研究并纳入监测体系,但在农业系统中潜在存在的一类“新污染物”却日益受到关注。并且这一词在环境污染相关文献中被频繁使用^[7-8]。“新污染物”是时代发展背景下衍生出的新概念,通常指那些在环境中存在、没有完善的监测标准、生态效应或者健康风险未被完全了解的污染物^[9-10]。基于污染频率、生态风险优先级及研究关注度,“新污染物”可以分为以下两大类:环境毒性初步表现的污染物和出现新的毒性效应路径的旧污染物,包括微塑料、持久性有机污染物、抗生素和内分泌干扰物等,这些物质来源广泛、进入路径多样^[11-14]。在农田土壤这一连接生态系统与食物安全的关键空间中,它们的行为模式、累积效应以及对生态健康与人类健康的潜在影响正日益显现。而且我国发布的《新污染物治理行动方案》已将以上新污染物纳入国家层面的治理和管控体系。

在全球范围内,这类污染物的输入、积累和迁移转化正成为农业生态系统的研究新焦点。抗生素在全球农业土壤中检出频率持续升高,其全球消费量自21世纪初以来增长近七成,预计在2030年前将持续升高^[15]。塑料制品及其碎片不仅存在于农业覆盖、灌溉系统中也存在于土壤本体中,并且在COVID-19疫情期间出现迅速增加趋势^[16]。例如,有研究指出微塑料在我国农业土壤中的含量随覆膜年限增加而增加^[17]。

另外,有机持久性化合物因其难降解、富集性与食物链放大效应,在土壤-植物系统中已被多项研究指出具备长期风险^[18]。

此外,这些看似微量的污染物不断积累于土壤中时,其对土壤团聚体结构、根际生态环境、土壤微生物功能以及作物生长状态等的干扰可能削弱农业生态系统的韧性^[19]。农田中的污染物通过作物进入食物链,将风险从田间扩展至餐桌并对人体健康构成威胁^[20]。大量的研究已经证明新污染物在人体中存在的事实^[21-22]。这些污染物对神经系统、骨骼系统、呼吸系统、生殖系统等多系统或器官的暴露效应被不断揭示^[23-25]。由此可见,农田土壤中的污染问题是一个关联农业可持续发展、食品安全、人体健康的多维度话题。

基于上述背景,有必要从系统的视角对农田土壤环境中新兴污染物的行为机制、生态影响与健康风险进行综述。本文旨在全球视野下,梳理农田土壤中新兴污染物的定义、来源及输入路径,分析其在农田系统中的环境行为特征,评估其对农田生态系统的潜在危害,并在此基础上探讨风险评估策略与治理修复路径。通过系统整合现阶段最新研究成果,为农业可持续发展、食品安全保障以及环境健康风险管理提供理论依据和技术参考。

1 农田土壤中新兴污染物的主要种类与来源

1.1 新污染物的主要种类

农田环境中,新污染物(ECs)的种类分布复杂且来源十分广泛,其输入具有长期性和持续性,主要通过污水灌溉、污泥与畜禽粪肥还田以及各类农业投入品进入农田生态系统^[1]。已有研究表明,多种新污染物即使在痕量环境浓度下也具有较强生物活性,可在土壤-作物体系中长期存在^[19]。综合现有农田中新污染物研究,对其种类和暴露强度作以下概述(图1)。

1.1.1 持久性有机污染物(POPs)

持久性有机污染物是指难以通过生物、化学和物理过程降解、在环境中长期残留并具有远距离迁移和生物富集特征的一类有机污染物。传统的POPs包括有机氯农药(OCPs),例如滴滴涕(DDT)等,以及工业化学品,如多氯联苯(PCBs)、多溴联苯醚(PBDEs)、二噁英等,这些物质在20世纪被广泛使用并残留在农田土壤中^[26-27]。尽管我国在1983年已经禁止了大部分有机氯农药的使用,但由于其降解缓慢,如今在某些地区土壤中仍能检测到污染残留^[28]。我国部分农



图1 农田土壤中新污染物的分类和来源

Figure 1 Classification and sources of emerging contaminants in farmland

业土壤中 DDT 的平均浓度曾接近 $100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的土壤风险筛选值, 2015 年以来此类污染物浓度呈下降趋势^[29]。工业排放及燃烧源释放的 PCBs、PBDEs 等通过大气长距离输送与干湿沉降进入农业区, 是农田 POPs 的重要区域背景来源之一^[27]。POPs 在农田中的浓度往往为 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 量级, 但在靠近工业区或者历史污染源的农田土壤中会高出一个数量级。例如阻燃剂生产园区周围农田中, PBDEs 和德克隆的浓度高达 $4.13\times 10^3 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $1.74\times 10^3 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ^[30]。与此同时, 近几年农田中全氟/多氟烷基 (PFAS, 尤其是短链同系物和前体物质) 和有机磷酸酯类 (OPEs) 物质的关注度和检出率快速上升, 逐步扩展了农田中 POPs 检测清单。从全球农业土壤 PFAS 的统计中可知, 其在土壤中的高负荷受到生物体的影响, 例如一些污泥积累的表层农田 PFAS 总量达 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 量级^[31]。欧洲农田采集的样品中检测出多种 PFAS 前体化合物, 例如包括二聚苯胺 (diPAPs)、氟甲基丙烯酸酯 (FTMAPs) 和二氨基苯胺 (diSAmPAP) 等, 总有机氟含量对应的 PFAS 浓度范围为 $280\sim 9\ 700 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ^[31]。这些前体物质在土壤中缓慢降解并进一步形成短链 PFAS^[32]。超短链全氟烷基酸的检出频率可达 $81\%\sim 94\%$, 且中位浓度为 $1.7\sim 14 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$, 提示其在土壤中并非可忽略的低值背景^[33]。OPEs 在农业系统中也被普遍检出, 其 ΣOPEs 的统计中位水平范围在 $2.41\sim 35.8 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 区间^[34-35]。在 PBDEs 被列入管控后, 新型溴代阻燃剂 (NBFRs), 如十溴二苯乙烷 (DBDPE)、双三溴苯基乙烷 (BTBPE) 等作为替代品被大量使用^[36]。NBFRs 在世界各国

农用土壤中的最高浓度达 $84.6 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, 在亚洲和澳洲的农田土壤中污染较为突出^[37]。在我国东部农田, NBFRs 在近 10 a 污染程度加重, 土壤中浓度逐步超过传统的 PBDEs^[38]。值得强调的是, 农田土壤 POPs 的新颖性并不只来自新增化学品本身, 也来自监测维度的拓展^[39]。例如 2024 年针对耕地土壤的研究显示, 82% 的土壤样品检出至少一种农药残留, 且其中 32% 的样品同时含有 5 种以上残留^[35]。欧洲有机/常规农田调查显示, 常规农田土壤中农药残留总量最高可达 $28.7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[40]。这些结果提示未来针对 POPs 的研究关注点不只是聚焦于检测谱系的扩大, 也需要扩展检测范围查找污染物的残留情况。

1.1.2 微塑料 (MPs)

微塑料通常定义为粒径小于 5 mm 的塑料颗粒、纤维或碎片, 包括宏观的塑料降解形成的次生微塑料和直接制造的原生微塑料 (如树脂颗粒、磨砂粒等)。农田土壤已被证明是微塑料的汇集库, 研究指出农田土壤中的微塑料浓度最高是海洋微塑料浓度的 23 倍^[41]。常见的农田微塑料种类与农业塑料制品的组成密切相关, 聚乙烯 (PE) 和聚丙烯 (PP) 大量来源于农用地膜和包装薄膜, 聚氯乙烯 (PVC) 可能来自农用塑料管材, 聚酯 (PET) 和腈纶等合成纤维则与大气沉降中的纤维灰尘有关^[4]。在部分特定土地利用类型或特定污染源附近, 还可检出聚酰胺 (PA)、人造丝 (RY)、聚氨酯 (PU) 及醇酸树脂 (ALK) 等极性聚合物^[42]。全球范围内, 农田土壤中微塑料总丰度大致在 $3.0\times 10^3\sim 2.7\times 10^4$ 个 $\cdot\text{kg}^{-1}$ 间, 极端受塑料强干预的地块可超过 1×10^4 个 $\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[43]。一项对我国长江下游 85 处农田的研究发现, 微塑料浓度范围为 $4.94\sim 252.7$ 个 $\cdot\text{kg}^{-1}$, 主要为 $0.1\sim 0.5 \text{ mm}$ 的 PP 碎片^[44]。田间调查显示微塑料在农田多集中于耕作层, 地膜来源的微塑料在耕作层的质量浓度为 $3.12\sim 7.99 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[45]。地膜在农业生产中不可或缺, 全球约有 $6\ 500 \text{ km}^2$ 的农田长期使用聚乙烯地膜^[46]。我国广东覆膜农田中, 微塑料平均丰度达 2.27×10^4 个 $\cdot\text{kg}^{-1}$, 其中聚氨酯类碎片占主导^[44]。这些微塑料在农田中难以回收, 在此背景下, 生物基塑料应运而生。这是一种由玉米、甘蔗和生物质等可再生植物资源制成的塑料, 但是这些物质在土壤环境中并不会 100% 降解, 例如生物基聚乙烯 (Bio-PE)、生物基聚丙烯 (Bio-PP)、生物基聚对苯二甲酸乙二醇酯 (Bio-PET) 以及聚乳酸 (PLA)、可生物降解聚酯 (PBAT) 等仍可通过物理过程形成微塑料。原位降解实验表明, 生物基塑料地膜产生的大量微塑料以

<0.25 mm 的小尺寸颗粒为主,在 0~10 cm 耕层中所占比例可达 70%^[47-48]。然而当前的检测方法对生物基微塑料的分型能力不足,导致其很难被具体定量,往往与传统微塑料作为整体被检测,估测其占据微塑料总量的几个百分点以内^[49]。

1.1.3 内分泌干扰物(EDCs)

内分泌干扰物是指一类能够干扰机体内源性激素合成、分泌、转运、结合或代谢过程,从而引起内分泌系统紊乱并最终影响生物生长发育和免疫功能的外源化学物质^[50]。现有监测结果表明,农田土壤中检出的 EDCs 主要可归为三大类:甾体激素类、工业与消费品相关化学品以及具有内分泌干扰活性的农药及其代谢物。甾体激素类包括 17 β -雌二醇(E2)、雌酮(E1)、雌三醇(E3)等天然雌激素以及睾酮、去氢表雄酮等雄激素及相应合成激素[如 17 α -炔雌醇(EE2)等];工业与消费品相关化学品则以双酚类[如双酚 A(BPA)及其替代物双酚 S(BPS)、双酚 F(BPF)、双酚 AF 等],邻苯二甲酸酯类(PAEs)[如邻苯二甲酸二(2-乙基己基)酯(DEHP)和邻苯二甲酸二丁酯(DBP)等]和烷基酚类[如壬基酚(NP)等]为主,并逐步扩展至部分有机紫外吸收剂和防晒剂成分;农药相关 EDCs 则包括除草剂阿特拉津等^[51-52]。

不同类别的 EDCs 在农田土壤中存在明显浓度梯度。酚类 EDCs 在农田土壤中多为 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 量级,再生水灌溉与农田实测结果显示,NP 的土壤浓度大致分布于 4~770 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,BPA 为 2.2~42 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[53-54]。同时这两种污染物在作物体内亦可发生显著富集,在冬小麦根部的积累量分别为 1.05~4.20 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 0.029~0.20 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,在冰叶日中花根部的积累量分别最高可达 243.47 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 29.28 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。在典型工业影响农田中,8 种双酚(Σ 8BPs)总浓度可达 1.4~897.1 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$,其中 BPA、BPS 和 BPF 占主导^[55]。地膜、滴灌等塑料制品的添加剂,例如增塑剂 PAEs 等会随着老化和微塑料释放过程一并进入土壤。我国设施农田土壤中 19 种 PAEs 总量平均约 1.65 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (0.69~3.30 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),部分蔬菜大棚土壤中 PAEs 总量为 0.40~6.20 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,平均 2.23 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;覆膜农田土壤中 DEHP 和 DBP 的典型浓度分别在 1.8~3.5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 0.9~2.7 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 区间,显著高于未覆膜农田的背景水平^[56]。在 80 个农田土壤中检测塑料添加剂残留,其总浓度范围为 228~3 455 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,其中 PAEs 贡献约 25%、双酚类贡献约 17.9%^[57]。覆盖我国主要农业产区的一项大规模调查显示,全国约 99.3% 的农田土壤

样品中检出了类固醇激素,其总平均浓度达 (4.72 \pm 4.07) $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$,其中雄激素含量占比最高^[58]。在粪液长期施用农田中,表层土壤甾体雌激素(E1、E2 等)浓度可达 21.54 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$,深层土壤约为 6.82 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ^[59]。

1.1.4 抗生素(ATs)

农田环境中的抗生素新污染物主要来源于人类医疗和畜牧养殖过程中广泛使用的各类抗菌药物^[52]。由于长期、大量的投放,抗生素已经成为农田环境中的一种“类持久性”污染物。目前在农田土壤中检出的抗生素种类超过百种,涵盖 7 大类主要兽用、人用抗生素:氟喹诺酮类、四环素类、磺胺类、 β -内酰胺类、大环内酯类、氯霉素类以及林可胺类等^[52]。我国珠三角地区农田采集的 240 份土壤样品中抗生素的检出率为 100%,总抗生素浓度最高为 897 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。各类抗生素的含量占比依次为:氟喹诺酮类平均 21.0 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (占比约 41.9%), β -内酰胺类 15.1 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (30.1%),四环素类 9.65 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (19.3%),磺胺类 3.91 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (7.8%),大环内酯类 0.26 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (0.5%),氯霉素类 0.18 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (0.4%),林可胺类 0.03 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (0.06%)^[60]。这个结果与全球抗生素分布布局类似,东亚地区中四环素类和氟喹诺酮类占比较高,在欧洲、北美和中东地区的农业土壤中磺胺类药物是主要的污染类型^[61]。黄河三角洲等有机肥施用强度较大地区的调查结果表明,在 1 m 深度的土层中共检出 42 种抗生素,单个抗生素的最高浓度可达 1 680 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$,说明抗生素可在耕层下部乃至深层土壤中发生累积^[62-63]。阿莫西林和环丙沙星作为典型代表,其在农田土壤中的最大吸附量分别可达 23 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 7.31 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,显示出土壤对部分抗生素具有较强的富集和保留能力^[64-65]。在内蒙古东部的农田中检测到四环素是主要的抗生素,其检出频率大于大环内酯类和磺胺类^[66]。Wei 等^[67]调查了华东地区动物粪便施肥土壤中 13 种兽药的存在情况,发现 20~40 cm 和 40~60 cm 土层中 3 种磺胺类药物和两种氟喹诺酮类药物的浓度高于 0~20 cm 土层。长期采用污水灌溉的农田中,蔬菜和谷物作物体内普遍检出四环素、甲氧苄啶、诺氟沙星等多种抗生素残留,这进一步表明抗生素在农田土壤中具有由表层向下渗、由土壤向作物传递的空间分布特征^[68]。抗生素残留进一步加剧了共存微生物的整体选择压力,加速了抗生素耐药基因(ARGs)的发展。在全球 1 088 个土壤大基因组样本中检测到 558 种 ARGs,且农业生境中 ARG 的检出率高于非农业生境^[69]。ARGs 的存在已经是一个普遍的污染问

题,我国各地的农田中均有其检测证据。例如,东北黑土农田中检测到178种ARGs,北京矿区附近农田中检测到75种,甚至在青藏高原土壤中ARGs的丰度范围也达到每克土壤 $5.66 \times 10^5 \sim 6.22 \times 10^7$ 个拷贝^[70-72]。

1.2 新污染物的来源

1.2.1 灌溉水输入

在淡水紧缺与水资源循环利用背景下,再生水、污水处理厂尾水被用作灌溉用水,使农田成为水相污染物向土壤端转移的关键汇^[73]。其特点是输入频次高、单次浓度效应低但积累性强,容易将这些污染物带到耕作层以下,扩大对农田生态系统的影响。在整个灌溉系统中可持续检出微塑料,其浓度范围为 $1.88 \sim 141$ 个 $\cdot L^{-1}$,对应的农田中浓度为 $13.2 \sim 852$ 个 $\cdot kg^{-1}$ ^[74]。同时Zhou等^[75]提供的证据表明PP碎片和聚醚砜(PES)纤维是通过灌溉进入耕作土壤的。阿司匹林、曲马多等药物经污水灌溉的直接输入途径导致的平均检出水平分别为 1.16 、 14.6 ng $\cdot g^{-1}$ 。在印度地区的研究中,NP在污水和再生水中的浓度为 $0.05 \sim 37.3$ $\mu g \cdot L^{-1}$,印度使用该水灌溉了7000万 hm^2 的农田,造成受污染农田NP含量高达 89.0 mg $\cdot kg^{-1}$,表明灌溉对于污染区域扩大有直接影响^[76]。抗生素在水产养殖中的使用导致这些化合物也会通过排水进入农田环境^[77]。在我国北方,污水灌溉农田土壤中四环素和氯四环素浓度明显高于相邻清水灌溉土壤^[78]。又如墨西哥谷地数十年用城市污水灌溉,导致土壤中典型抗生素(环丙沙星、磺胺甲氧嘧啶)和抗抑郁药等持久残留。乌干达一块由污水处理厂排放的废水灌溉的稻田中,检测出13种PFAS,其中PFOS含量最高($0.6 \sim 3.0$ ng $\cdot g^{-1}$,占 Σ PFAS的36%~50%),其次是PFOA($0.48 \sim 0.91$ ng $\cdot g^{-1}$,6.2%~15%),最后是PFHxA($0.2 \sim 0.5$ ng $\cdot g^{-1}$,4.7%~18%)^[79]。而在污水处理厂中观察到短链(C3~C7)全氟烷基酸浓度呈上升趋势,提示其在农田中的引入风险升高^[80]。

1.2.2 粪肥与污泥施用

粪便和处理后的污泥常作为肥料施用于农田,用于补充农业中必需的营养物质,从而提高土壤肥力,其是农田土壤中新污染物主要的固相来源^[81]。粪便主要包括从畜牧场收集的猪粪、家禽粪便、牛羊粪便等,在畜牧养殖过程中各种抗生素和激素被广泛使用以预防疾病、促进生长和提高产量,因此导致其在粪便中的残留^[82]。例如,猪粪中含有多种抗生素,其浓度最高可达 150 $\mu g \cdot kg^{-1}$,马粪中也含有类似浓度的恩诺沙星、土霉素和金霉素^[83-84]。ARGs与抗生素的共

存也导致粪便中存在大量ARGs积累。在我国宁夏,粪肥施用后,ARGs的多样性和丰度显著增加^[85]。而且,根据动物的用药情况,不同粪便中ARGs的污染情况也存在差异。水处理产生的污泥富集了多种城市有机污染物,由于传统污水处理工艺难以去除这些物质,污泥土地利用被视为其重要环境入口。法国一项研究对农业废弃物中的160种PFAS化合物进行了筛查,发现家禽粪便和猪粪中PFAS含量较低(46种PFAS的平均含量为 0.66 $\mu g \cdot kg^{-1}$),但工业和城市废弃物(包括污水污泥)中的PFAS含量显著较高(46种PFAS的平均含量为 220 $\mu g \cdot kg^{-1}$)^[86]。据统计,美国2021年约有450万t的污泥产生,其中约43%以肥料形式施用于农地^[87]。这些固体肥料的长期施用,会引发难降解污染物的长期持续积累。在智利污泥回田长达23a的过程中,农田土壤中微塑料浓度惊人地增长了800%^[88]。英国每年经污泥施用进入农业土壤的微塑料多达 2.7×10^{15} 个颗粒^[89]。因此,加强粪肥和污泥中污染物含量控制已成为降低农田土壤新污染负荷的关键措施之一。

1.2.3 农业投入品

某些农业生产投入品本身就是新污染物的直接来源,包括农药、兽药添加剂和塑料制品等。大量使用的持久性农药是农田POP残留的主要成因之一。历史上广泛施用的有机氯农药至今仍可在土壤中检出,高检出频率表明其环境滞留时间长^[35]。现代农业中农药品种繁多,重复施用导致复合残留普遍存在。有研究在部分农田土壤中同时检出10余种农药,其总残留量高达 3 mg $\cdot kg^{-1}$,包括硝基甲苯类杀虫剂、拟除虫菊酯类等药物^[90]。许多农药中也含有PFAS成分,有66种农药被鉴定为PFAS类^[91]。此外,农业上使用的一些特定产品也会给土壤带来微量污染^[92]。某些饲料添加剂、防腐剂等化学品在田间使用或扩散后可直接进入土壤环境^[57]。农业塑料的大量使用产生的降解或释放行为是最主要的微塑料及其添加剂的来源^[17]。地膜覆盖、棚膜和灌溉管道等在提高产量的同时,不可避免地产生塑料碎片残留于土壤中,地膜来源的微塑料可占土壤中微塑料总量的33%~56%^[81]。调查显示,长期覆盖栽培会明显提高耕层土壤中的塑料残留水平,并释放出塑料添加剂^[93]。农业薄膜中DBP、DEHP、DIBP的含量可达 $0.06 \sim 16.1$ mg $\cdot kg^{-1}$,并估算薄膜中PAEs的年释放通量为 $1.17 \times 10^4 \sim 1.68 \times 10^8$ ng $\cdot m^{-2}$ 。例如,在持续多年使用地膜的土壤中,表层微塑料含量比深层高出一倍,同时检测出显

著的PAEs增塑剂污染,其中以DEHP浓度最高,约占总塑化剂的44%^[94]。有研究在未施污泥的农田中也发现了超过2 000个·kg⁻¹的微塑料颗粒,这被归因于农田自身塑料制品的持续输入^[95]。虽然可降解塑料地膜被快速推广,但其仍可以以碎片形式存留在土壤中,据统计其丰度可高达8 507~187 243个·kg⁻¹^[95]。考虑到检测手段的落后,其污染程度仍可能被低估。目前的研究重点在于开发耐用或可降解的新型农业薄膜,并加强废旧农膜的回收管理,以减少其在田间的降解残留。总体而言,农业投入品所引入的污染物以农药残留最为突出,并在局地构成农田土壤新污染物的重要组成部分。

1.2.4 大气沉降与其他来源

大气沉降以及其他扩散途径也会将新兴污染物带入农田土壤。工业排放和长距离传输可使POPs等持久性污染物随大气颗粒沉降到远离污染源的农田中。同样,微塑料碎片和颗粒也会通过大气输送在全球范围内沉降,包括农田区域^[96]。研究发现,即使在人迹罕至的偏远地区土壤和降尘中也检出了微塑料和PFAS,这表明大气传输是不可忽视的途径^[87, 89]。除了大气输入,其他途径也可能造成农田污染物累积,例如洪涝灾害可能将上游污染物带入农田,受污染的有机堆肥或工业废料若不当施用也会引入相应污染^[87]。这些非常规来源对单一农田的贡献通常较次要,但在特定区域和事件中可能成为重要补充来源。因此,全面评估农田污染物来源需同时考虑大气迁移沉降和非常规输入途径,以制定更有针对性的管控措施。尽管这些路径可以为农田中新污染物提供来源线索,但是在农田受体端很难实现来源反推。一方面农田污染具有典型的非点源排放特征,时空特异性强,另一方面现实农田环境中污染来源叠加并且历史残留普遍

存在。同时现阶段检测方法在确定单一或者低浓度物质时仍存在局限性。在后续研究中可以通过统一目标物清单、同位素标志等手段逐步提高农田污染物特别是新污染物的来源判别水平。

2 新污染物在农田土壤中的环境行为

新污染物在农田土壤中的环境行为会受到所处环境因素和污染物自身性质的共同控制,在不同土壤类型、耕作方式和水文环境等条件下,其环境行为呈现显著差异。在农田环境中,新污染物的吸附解吸、淋溶迁移和土壤-植物体系转移等过程常受到更多的重视,并影响新污染物的生物有效性和人体健康风险(图2)。

2.1 新污染物在农田土壤中的吸附解吸

新污染物在农田土壤中的吸附与解吸行为是决定其他环境行为的起点。污染物进入农田土壤后,一部分会通过静电引力、疏水作用、配位键等机制吸附在土壤固相表面或孔隙中,形成稳定结合态污染物,降低迁移性能和生物利用性,具有较低的环境风险。而未被固定的游离态污染物会以溶解或者胶悬形式存在于孔隙水中,活跃于农田系统中而存在较高的生态风险^[97]。吸附解吸行为很大程度上调控了农田土壤中新污染物的归趋,而此行为又受到土壤特征和污染物类型等多因素共同影响^[98-99]。

土壤有机质作为一个重要的影响因素,对污染物的吸附作用具有显著的增强作用。土壤有机质具有大量的疏水性位点和官能团,有利于通过疏水作用力、氢键等吸附有机污染物^[100-101]。一般而言,疏水性有机污染物倾向于被富含有机质的土壤强烈吸附固定^[102]。例如,性激素类EDCs在土壤中的吸附主要由疏水分配决定,实验测得的有机碳分配系数(K_{oc})与

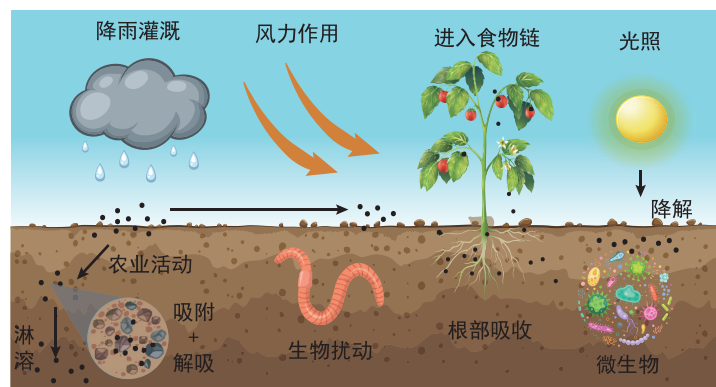


图2 新污染物在农田中的环境行为

Figure 2 Environmental behavior of emerging contaminants in farmland

其疏水性($\lg K_{ow}$)呈正相关趋势;壬基酚和酞酸酯等疏水性有机物具有高 K_{oc} ,易于在富有机质土壤中累积。而PFAS的吸附存在与其性质相关的规律:碳链越长、氟取代越完全的PFAS,其疏水性越强,在土壤中吸附滞留作用越显著。一项对42种PFAS、102种土壤的吸附数据分析表明,长链全氟磺酸(如PFOS)在有机碳含量 $>2\%$ 的土壤中表现出介质土壤-水分分配系数($\lg K_d$) >1.5 的强吸附,而短链如全氟丁酸(PFBA)、全氟丁烷磺酸(PFBS)即使在高有机质土壤中的 $\lg K_d$ 仍仅有 -0.5 左右,表明其几乎不被土壤固相留存。四环素可在高有机碳含量的土壤中长期存在,对土壤微生物产生长期的不利影响^[103]。土壤pH值可通过改变污染物的存在形态和土壤表面电荷状态调节吸附行为。低pH值时,土壤中高浓度质子促使污染物中的极性基团发生质子化,增强其与土壤颗粒的静电吸引;相比在高pH条件下,去质子化间接弱化了其与土壤颗粒的相互作用和吸附能力^[101,104]。例如研究显示,在酸性环境($pH \leq 5$)下,铁氧化物对长链PFAS具有很强的吸附能力^[105]。对于可两性解离的抗生素等,pH决定了其是阳离子、阴离子或中性离子,从而影响其与土壤的作用方式:如环丙沙星在酸性条件下带正电,主要通过阳离子交换结合于带负电的黏土层间位点。对磺胺类等阴离子类抗生素,pH升高会促进其解离为阴离子,从而降低对土壤的结合力^[98-99]。

土壤质地的组成决定了吸附的另一个重要方面:比表面积和表面电荷^[100]。黏土由于其较大的比表面积和蒙脱石、高岭土矿物较强的离子交换能力而可以通过离子交换和表面络合作用强烈吸附带电污染物,限制其迁移能力^[106]。研究发现,高岭土和蒙脱石负电表面的阳离子交换主导了环丙沙星的吸收^[11]。矿物表面的羟基化金属阳离子构成了矿物的二氧化醇或羟基与负电荷PFOS之间的连接桥梁^[100]。土壤中铝和铁的氧化物和氢氧化物也是POPs的有效吸附剂,有实验观察到在去除土壤铁氧化物后,土壤中五氯酚的吸附力降低超过85%。同时,这些矿物特有的微环结构为这些污染物提供了额外的吸附位点和孔隙填充机制,形成的物理屏障效应促进了土壤中污染物的保留^[100-101,107]。沙质土壤中矿物含量较低,因此对污染物的吸附能力较弱,污染物的解吸过程较为迅速,容易迁移到地下水。例如,氯霉素在黏土中的吸附强度较大,导致其解吸速率较慢,而在沙土中,氯霉素的解吸速率较快,污染物的迁移性较强^[103]。

除了土壤性质,污染物本身的极性、疏水性和分子结构等特性也显著影响其在土壤中的吸附解吸行为。疏水性较强的污染物容易与土壤有机质发生强烈的结合效应,这使得它们在土壤中的吸附能力较强。而亲水性污染物则易于溶解在水相中,与土壤颗粒之间的相互作用较弱,解吸后容易发生扩散和迁移。一篇包含106种抗生素类污染物和212种土壤样本的分析显示,化合物-土壤吸附的平均系数范围从 $0.0915 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ (阴离子磺胺类)到 $84725.5 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ (两性分子氟喹诺酮)不等。两性离子型污染物具有最高的土壤吸附亲和性;中性分子对土壤有机碳更敏感^[68]。微塑料作为土壤中的新污染物,其吸附解吸行为与其他污染物之间的相互作用也日益受到关注。微塑料通过疏水作用、静电作用、氢键、范德华力、 $\pi-\pi$ 相互作用和孔隙填充来吸附有机污染物,进而增强了这些污染物在土壤中的长期存留和生物可利用性^[104]。微塑料的表面具有大量活性位点,能够吸附多种有机污染物,这些污染物通过微塑料在土壤中扩散,从而进一步提高了污染物的迁移性和生物效应^[108]。例如,有研究发现土壤中加入PS、PE和PET微塑料可使PFOA的吸附量分别增加约16.8%、7.8%和0.4%,表明微塑料通过直接参与吸附提高PFOA等污染物的固相滞留^[109]。此外,微塑料长期暴露于环境中会发生表面老化,导致其表面亲水性增强,吸附能力提高,从而使得污染物在土壤中的积累更加显著。研究发现,微塑料不仅通过表面吸附污染物,还能通过改变土壤的物理化学特性,如水分保持和孔隙结构来影响污染物的解吸速率。例如,微塑料与抗生素类污染物共存时,会显著增加这些污染物在土壤中的解吸速率,从而改变其动态^[108,110]。吸附解吸行为决定了新污染物在农田土壤固相和孔隙水之间的分配边界,为其是否具备迁移能力提供依据。

2.2 新污染物在农田土壤中的迁移

农田土壤是一个动态系统,生物扰动、耕作活动以及水文过程会持续改变新污染物与土壤的相互作用。因此,吸附-解吸只是迁移潜力的前提,而具体运输路径与迁移机制才决定其在农田系统中的最终环境归趋。溶液淋溶是最基础也是最传统的迁移路径。高水溶性、极性较强的抗生素或者内分泌干扰物容易溶解在土壤水溶液中,并随降雨或灌溉形成的下渗水向下垂直迁移。实验表明,降水特征和土壤吸附特性显著影响兽用抗生素在农田淋溶和径流运输中的迁移速度^[111]。在淋溶运输过程中土壤溶解性有机

质(DOM)发挥着复杂且重要的作用。DOM能提高有机污染物的表观溶解度,从而增强其流动性(通过共转运促进)^[25],然而其在土壤固相的共吸附和累积吸收,又会降低流动性^[112]。这些矛盾效应归因于有机污染物与DOM形成的复合物在迁移过程中受结合亲和力、复合物动力学等因素的控制,而这些因素又影响着复合物对土壤有机或无机基质的结合力^[112]。当土壤有机碳含量较低、吸附能力较弱时,磺胺类等污染物表现出较强的移动性,易随淋溶水向下迁移,甚至到达土壤深层或地下水层,从而对饮用水安全构成潜在威胁^[107]。

土壤并非均质的介质,其存在裂缝、根孔或土壤动物活动形成的孔隙^[113]。这些孔隙在水流存在的条件下可形成优先流通道,使水分与污染物绕过基质流快速且不受限制地穿透土壤剖面,为颗粒或者胶体状态提供了一条快速通道^[114]。颗粒或胶体形态运输存在两种情况:污染物本质上是颗粒(如微塑料),溶解度低;污染物附着于本无害的可移动颗粒(微塑料或土壤胶体)^[115-116]。对于土壤中微塑料和有机污染物共存的污染体系来讲,颗粒载体的运输机制突破了仅靠水溶性迁移的限制,增强了疏水性较强污染物的移动性^[117]。此外,当土壤受到干湿循环、冻融循环或生物活动等外界干扰时,污染物可能从载体中被释放到环境中,生物可利用性进一步增强^[118]。农业耕作可以促进土壤中污染物上层和下层的整合,改变污染物的分布深度^[119]。不同的耕作方法间污染物的迁移深度存在差异。例如,播种仅改变表层土壤约5 cm,传统的耕作通常影响20~30 cm。

新污染物的水平迁移可能引起面源污染扩散。地表径流是水平运输的主要途径,农田系统的灌溉或者降雨引发的径流或者积水容易导致吸附在土壤颗粒中的有机污染物或者微塑料释放进水体,迁移到其他低浓度区域^[120]。而且,水流中微塑料浓度较高时,其一小部分可能在重力作用下沉积到土壤中^[121]。对于微塑料来讲,其密度比天然土壤矿物轻30%~60%,因此表土层的微塑料容易通过风力作用被吹入空气开始扩散,然后通过干沉降或者湿沉降重新进入农田^[122]。风洞测试显示,微塑料比沙子和土壤更优先迁移^[123]。在机械化农业生产中,农机在田间的运输过程也会造成各种新污染物(如微塑料、塑料添加剂和抗生素)的长距离迁移^[118]。

为了定量刻画农田土壤中污染物的迁移过程,一系列模拟模型被应用。例如,在传统的对流-弥散

模型(CDE)框架中,土壤剖面被视为均质多孔介质,污染物随水流下渗并发生扩散,同时考虑吸附(通常假定为线性平衡,以 K_d 表示)和降解(常假定为一级动力学,以半衰期表示)的作用^[124]。该模型可根据土壤水流特征和污染物-土壤参数预测不同深度处污染物浓度随时间的变化。例如,通过一维淋溶模型可以估算多年灌溉施药后抗生素在土壤剖面中的累积分布,以及评估其到达地下水所需的时间。由于模型参数直接取决于土壤质地、有机碳、污染物 K_{oc} 等,上述环境因子的变化可通过参数敏感性分析量化其对污染物迁移的影响。这种模型框架已被用于多种新污染物的迁移风险评估和情景模拟,如在大雨条件下评价不同土壤PFOS的下渗深度差异,或者比较施用不同有机肥处理中抗生素的残留移动性等^[124-125]。当关注优先流等非均质迁移现象时,则会采用双重孔隙模型或传递函数模型来进行模拟^[126]。例如,MACRO模型将土壤分为基质和大孔隙两相,分别模拟慢速基质流和快速优先流对污染物运移的贡献,从而更贴近现实地再现峰值穿透和尾部滞留等行为^[127]。通过调整模型中降雨强度、孔隙结构等参数,可以进行情景模拟和敏感性分析,找出影响污染物迁移的关键因素并预测不同管理措施的效果。这直接关系到后续植物对污染物的摄取以及污染物最终在环境中的归宿。

2.3 新污染物在农田土壤中的植物吸收

新污染物在农田土壤环境内部的分配和归趋与吸附解吸和迁移表征不同,植物吸收直接决定新污染物从土壤向农作物的转移,是连接新污染物环境行为与人类膳食暴露的关键环节。植物通过根系从土壤中吸收污染物,污染物随后被转运到植物茎、叶、果实等可食用部位^[128-129]。植物对新污染物的吸收和分布行为不仅受到植物自身性质的影响,还受到污染物物理化学特性的影响。

植物的根系是新污染物进入植物的主要途径^[130]。根系的结构、根毛密度以及根系表面的电荷特性在污染物的吸收过程中起着决定性作用^[131]。根系发达的作物如小麦、胡萝卜等,其根毛密度较高,表面积较大,这使得它们能够高效地吸收土壤中的污染物,特别是水溶性较强的物质,如抗生素和某些POPs^[130,132]。相反,根系较浅的植物,如叶菜类植物,可能无法有效吸收较深土壤中的污染物。此外,根系表面的电荷特性也会影响污染物的吸附与进入。许多植物根系表面带有负电荷,某些带正电的污染物,如某些两性抗生素,可能与植物根系表面的负电荷发

生吸附作用,从而增强其吸收能力^[129]。蒸腾作用促进植物通过水分流动将根部的水和溶解物质输送到地上部分。蒸腾速率较高的植物,如玉米、番茄等,能够迅速将根部吸收的污染物通过水分流动转移到叶片等可食部分^[133]。这种通过蒸腾作用的水分输送不仅有助于植物的生长,还能促进污染物的浓度上升和积累。而蒸腾速率较低植物只能将污染物大部分积累在根部,如土豆等^[134]。

污染物的亲水性决定了它们在土壤水分中的溶解度和迁移速度,亲水性强的污染物,如某些抗生素和PFASs,通常以溶解态存在,在土壤水分中较容易被植物吸收。这些污染物通过土壤水分进入植物后,能够较为迅速地转运到植物的地上部分^[135]。而疏水性较强的污染物易在根部细胞壁和细胞壁组分上吸附并进入细胞内部储存,从而在根组织中达到较高浓度。例如,被广泛关注的PFAS在作物中的富集规律就高度符合这一特点。研究发现,碳链较长的PFAS(C7~C10,如PFOA、PFOS)有54%~96%积累在植物根部,而碳链较短的PFAS(C4~C6,如PFBA、PFBS)则更容易向上转运,有31%~56%分布于叶片、32%~48%进入果实等可食部位^[136]。对于这些污染物,植物吸收充当了拦截作用。四环素类抗生素由于在根部形成难溶性螯合物,通常大部分积累于根,不易进入叶片^[137]。磺胺类抗生素则因分子量小、亲水性强,相对更容易随水流进入植物维管系统,但其在地上部的浓度仍普遍低于根部^[138]。作为颗粒态的纳米塑料(NPs)能够轻易穿透植物的细胞壁和细胞膜,进入植物体内,并沿着植物的水管系统(如木质部)向上转运^[131]。有研究在莴苣等蔬菜中发现了被根系吸收并迁移到叶片的1 μm级荧光微塑料,证明植物可以直接吸收尺寸足够小的微塑料颗粒^[139]。但对于更大尺寸(>10 μm)的微塑料,主要表现为对植物根部孔隙的阻塞作用^[140]。值得注意的是,新污染物被吸收与其生物利用性直接相关,在土壤中吸附能力较弱的化合物更易参与植物的吸收过程。

植物对农田土壤中新污染物的吸收,不仅连接了污染物从环境介质向生物圈转移的通道,也为农产品污染、人类健康暴露提供了线索^[141]。一方面可以通过植物特性寻求可用于农田土壤的植物修复技术,另一方面应促使监管部门根据农作物中污染物暴露水平设置残留限值。

2.4 新污染物在农田土壤中的降解

降解速率与途径的差异直接决定新污染物在农

田中的持久性和暴露周期。新污染物在土壤中的降解一般分为非生物降解和生物降解。微塑料在农田土壤中的降解方式以物理碎裂与化学老化为主导^[142]。在土壤介质中,紫外光仅作用于极薄的土壤表面,微塑料更多的形态变化来自光热老化以及耕作层的机械外力,这使其逐步粉碎为更小的碎片而改变表面官能团结构^[139]。这一过程非常缓慢,聚乙烯薄膜在土壤中的环境半衰期通常以年计,有些厚质塑料甚至需要数十年才出现明显降解迹象^[143]。随着塑料碎裂,其表面积增加并释放出增塑剂等化学添加剂,进而增加了微塑料数量和其他新污染物的暴露风险^[144]。生物降解是其他有机污染物的主要代谢转化方式,由土壤本底微生物(细菌、真菌等)的代谢活性完成^[145]。如结构简单的β-内酰胺类抗生素(土霉素、青霉素等)以及内分泌干扰物(如天然甾体激素)极易被土壤微生物利用,通常几天内即可完成生物降解作用,但是对于四环素、喹诺酮以及PAEs等结构复杂且具有多环体系的有机化合物,其在土壤中的半衰期延长至几个月^[146]。实验测得,在厌氧环境下,壬基酚的降解速率显著降低,半衰期可达24~69 d^[147]。

上述的新污染物环境行为体现出其在农田系统中的暴露强度和空间边界,也决定了不同受体(微生物、土壤动物和农作物)所处的真实暴露情景。

3 农田土壤中新污染物的毒性效应及生态风险

如图3所示,新污染物在农田土壤-作物系统中的有效暴露会引发多层级的生态毒性效应。在微生物、土壤动物与农作物共存的复杂环境中,引入农田的新污染物造成的生态扰乱不只是单一终点的变化,而是通过多生物关系网最终削弱农田生态系统的稳定性和生产服务能力。因此,本章在总结毒性终点的基础上,强调这些效应如何转化为生态功能退化的潜在后果。

3.1 对土壤功能的影响

新污染物在农业土壤中可能干扰关键的土壤功能过程,如养分循环。由于微塑料同时兼具物理性质,其在土壤功能影响方面表现出双重效应。质地轻且尺寸大的微塑料可能增加土壤孔隙,提高通气量,进而促进硝化作用,然而其对土壤硝化菌的毒性作用以及对营养元素的吸附情况,会减缓氨氮氧化速率^[148]。例如,土壤硝化速率在含0.5%聚乙烯的稻田中被显著抑制,植株对氮元素的吸收也相应减少^[149]。微塑料与土壤碳排放之间的联系十分复杂,无论浓度

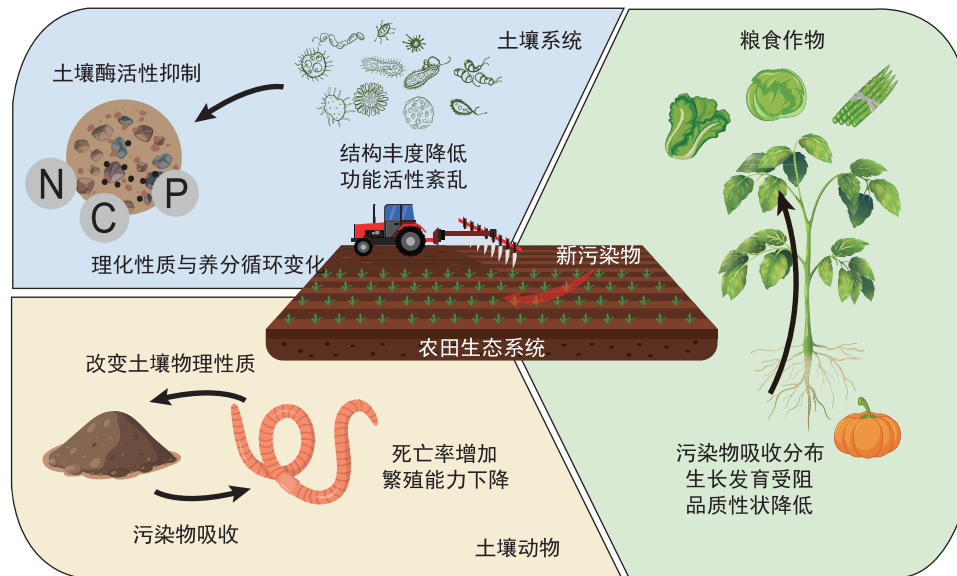


图3 新污染物在农田中的毒性效应与生态风险

Figure 3 Toxic effects and ecological risks of emerging contaminants in farmland

高低(0.1%或1%),LDPE微塑料对碳排放均无显著影响,而高浓度的可降解微塑料(PBAT)则使CO₂排放量增加了13%~57%^[150]。Su等^[151]的Meta分析发现,微塑料使CO₂排放量增加了54.3%,CH₄排放量增加了9.7%,其中可生物降解的微塑料的影响最为显著,这表明CO₂排放很可能是由微生物响应驱动的,而不仅仅是微塑料的直接降解。

在其他新污染物方面也存在相似的干扰现象。研究表明,大环内酯类抗生素在环境浓度下即可干扰土壤碳氮循环基因表达^[152]。50 mg·kg⁻¹左右的磺胺类抗生素可显著降低土壤氮矿化和硝化速率,而低剂量(如≤5 mg·kg⁻¹的磺胺甲恶唑)有时出现短暂的“刺激效应”提高无机氮供应,但这种正效应在剂量升高到25 mg·kg⁻¹以上时转为明显抑制^[153]。这些抗生素不仅会破坏氮循环,还可能增加氮中间体(如N₂O)的排放。实验室研究发现,低浓度(1 μg·kg⁻¹)的抗生素可以增强脲酶和脱氢酶活性,促进微生物呼吸和有机质分解^[154]。黑钙土中加入1 000 mg·kg⁻¹ BPA可使土壤脱氢酶、脲酶和酸性磷酸酶活性显著降低30%~50%,即使在较低剂量(10 mg·kg⁻¹)条件下,在有植物生长时亦检测到土壤碳氮转化酶的敏感性有下降趋势^[154]。PFAS由于结构稳定,在一些实验中观察到PFOS等物质对硝化过程和土壤呼吸的促进作用^[155-156]。以上对土壤功能的扰动,意味着农田肥力维持、养分供给和碳氮循环等生态服务功能可能发生可量化的削弱。从生态风险角度考虑,这些功能过程一旦被持续扰动,最终可能导致农田可持续性以及作

物生产稳定性受损。

3.2 对农田土壤微生物的影响

土壤微生物是驱动生态系统物质循环和能量流动的核心。新污染物的输入会显著改变土壤微生物的群落结构、多样性和功能基因表达,这是土壤微生物应对外界胁迫时的共性表现。通过对比发现,上述的土壤功能变化受到相关菌群的调控,两者相辅相成。例如,硝化细菌、固氮菌和溶磷菌在六氟磺酸(PFHxS)暴露下比例异常增加^[157-158]。微塑料可以形成“塑料生物圈”附着微生物群,造成土壤表现出较低的微生物多样性^[159]。低密度聚乙烯(LDPE)和聚苯乙烯(PS)微塑料的应用显著降低了土壤细菌多样性(香农指数),但放线菌的相对丰度却有所增加^[155]。而且其自身作为碳源可促使一些可降解塑料的菌群富集,这些微生物大部分都属于碳氮养分循环相关细菌。有研究发现,添加微塑料会富集固氮菌和溶磷菌,但使硝化菌和氨氧化菌丰度降低^[160]。抗生素和一些农药等药物污染物单一或者混合暴露,均会对养分循环菌产生抑制作用^[89,145]。同时微生物为了在这些杀菌分子存在下仍能继续存活和繁殖,能够产生使药物失活的酶或者形成ARGs。抗性基因进一步影响天然微生物种群的动态和生理,对糖肽类或β-内酰胺类抗生素的抗性会显著改变革兰氏阳性菌肽聚糖的结构。

土壤中微生物群落组成存在失衡现象。在一项21种药物的混合暴露试验中,观察到土壤细菌群落的优势菌门由放线菌门转变为变形菌门,抗生素抗性

基因丰度大幅增加^[145]。杀菌剂(氰唑菌胺)和抗生素(黏菌素)共暴露土壤体系下,降解细菌(孢子菌、芽孢杆菌和红球菌)以及抗性基因 *MexB* 和 *aadA2* 显著富集^[161]。BPA 污染土壤中也观察到放线菌和固氮菌等有益菌群落比例下降,而某些耐受真菌比例上升^[154]。盆栽实验显示,玉米种植土壤在BPS暴露下假单胞菌和节杆菌数量分别减少22%和19%^[154]。同样,施用膜状聚乙烯和纤维状聚丙烯显著增加了气微菌属和诺卡氏菌属的相对丰度^[162]。大豆菜地使用的丙氟磷显著增加了厚壁菌门、假单胞菌门数量,宏基因组调查发现,农药降解菌增加提高了相关基因表达水平^[163]。由于微生物的生物积累作用,其受到的毒性效应也被充分证实。多项实验报道,PFAS、PAEs和抗生素等污染物导致细胞膜结构破坏、DNA损伤和氧化应激等不良影响^[157,164]。田间实验发现,PFAS对土壤微生物代谢图谱的影响存在结构依赖性,长链的全氟烷基磺酸可增强胞内长链脂肪酸合成,而其替代品短链全氟烷基羧酸与不饱和脂肪酸合成有关^[165]。微生物群落改变意味着新污染物风险不局限于短期毒性,可能表现为上述土壤功能的退化。同时伴随着ARGs的潜在富集和传播,农业土壤形成巨大的抗性库,并在施肥、灌溉和耕作扰动下激活并放大,增加治理与监管的不确定性。

3.3 新污染物对土壤动物的影响

土壤动物(蚯蚓、线虫等)在改善土壤结构、分解有机质方面发挥着重要作用,新污染物进入农田后,其毒性效应最容易在摄食、活动和存活行为上可量化端点外显。短链全氟乙酸(PFHxA)急性暴露引发线虫运动能力降低,例如头部摆动频率下降28%,身体弯曲频率下降45.9%^[158],同时伴随着体内ROS水平上升和抗氧化酶活性降低,提示运动抑制和氧化应激同步出现。类似地,该现象也在光老化聚乙烯微塑料和四溴双酚A联合实验中观察到,而且氧化损伤表现为脂褐素的积累^[166]。在土壤中作为生物防治剂的昆虫病原线虫在接触微塑料后,存活率显著降低^[167]。环境浓度相关(200 ng·g⁻¹)的PFOA或PFOS暴露28 d后,蚯蚓死亡率增加,存活下来的蚯蚓体质量下降约50%^[168]。蚯蚓回避行为测试是一项广泛用于土壤污染风险评估的指标,微塑料、PFAS、抗生素和内分泌干扰物等污染物对其生存场地的破坏诱使其表现出显著的回避行为^[169-172]。在进食过程中,污染物会从土壤生境转移至动物肠道内,研究发现环丙沙星和恩诺沙星存在于赤子爱蚯蚓和普通蚯蚓的肠道及其亚细胞组

分中,改变了肠道内微生物群落结构^[173]。颗粒态微塑料难以在体内彻底降解,蚯蚓和线虫摄入后可在消化道滞留并造成机械刺激与“食物稀释”,导致摄食能力降低。将蚯蚓暴露在环境浓度的内分泌干扰物中,消化道出现可见的退化,包括盲肠壁的脱落^[174]。

污染物在肠道或者体外的生物富集或吸附,普遍引发动物体内氧化损伤,并且通常与病理性变化和繁殖遗传毒性等共同体现。一种阻燃剂磷酸三(1,3-二氯-2-丙基)酯对蚯蚓造成精囊组织病变,引发局部坏死和细胞质空泡化损伤^[170]。线虫在氟喹诺酮类抗生素长期暴露下表现出显著的生殖毒性,卵孵化率受到显著抑制^[175]。同时也观察到线虫在高浓度双酚S体系下,其孵化率降低幅度达76%^[176]。聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)会导致蚯蚓皮肤、肠道和精囊出现氧化应激和组织病理损伤,并降低产卵量、成熟精子束数量和精子密度^[175]。在2.34~117 μg·L⁻¹微塑料暴露范围内,昆虫病原线虫的后代数量下降3.3%~65.6%^[174]。包括PAEs在内的多种塑料添加剂以及部分抗生素都在蚯蚓细胞体腔内表现出剂量依赖性的DNA损伤作用,促进DNA链断裂,导致严重的遗传毒性^[177]。但是在非致死浓度的PFOS长期暴露下,随着时间延长DNA损伤呈现恢复趋势^[178]。另外在基因表达情况下,PFOS及其替代品PFBS、PFHxS和6:2 FTSA对蚯蚓的毒性具有差异化趋势。PFOS会扰乱神经系统和代谢系统;PFHxS会破坏能量平衡并引发炎症;PFBS会诱导细胞凋亡;而6:2 FTSA则未对转录组产生任何不利影响^[169]。污染物对于土壤动物的直接毒性间接影响其对土壤结构的贡献,并且也是食物网传递的重要媒介,逐渐演化成群落的系统风险。

3.4 新污染物对农作物的影响

农作物是人类饮食的主要来源,新污染物对其产量和品质的影响严重损害人类正常生活。然而由于植物在对土壤养分获取过程中,不可避免地接触污染物,从而产生明显毒害效应。例如,土壤中累积的微塑料通过机械或者化学作用会阻碍作物生长和产量形成^[148]。田间模拟试验发现,微塑料覆盖可降低植物叶片光合作用效率,从而导致主粮作物产量下降^[179]。有模型估算,在当前微塑料污染水平下,未来20余年主要粮食作物年均产量可能减少4%~13.5%^[180]。常规聚丙烯微塑料造成小麦地块减产15%以上,而可降解生物基微塑料(例如聚乳酸)并未对大豆和小麦作物的生物量和产量产生显著影响^[181]。对华北地区的调研发现,地膜残留引发的微

塑料超过 $240 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时,玉米和马铃薯的产量分别降低 11.27% 和 24.26%^[182]。在对豌豆的实验中观察到:当土壤中抗生素浓度为 $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时籽粒干质量下降 9.5%,提高至 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时减产幅度扩大到 25.1%^[183]。其机理在于抗生素削弱作物对营养元素的吸收,尤其氮素利用率降低,导致作物养分匮乏、生长停滞。四环素和土霉素分别能降低玉米和生菜的光合作用。长期施用新烟碱类杀虫剂的田块中,鹰嘴豆发芽率、株高和根瘤数量显著下降,物质积累和籽粒产量均受到抑制。一项实验表明,当土壤中啉虫脒(IMID)累积至 $300 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (约为常规用量 3 倍)时,玉米光合色素含量、养分吸收和最终籽粒蛋白质含量均显著降低^[184]。另外,PFAS 这类“永久化学品”近年来在农田环境中的残留也受到关注。灌溉用水引入的 PFAS 会被作物吸收,例如超短链 PFCA(C2、C3)在小麦的根茎中吸收最多,但短期试验尚未观察到明显的生长抑制作用^[185]。同时,叶菜类植物(小白菜、生菜等)生长发育的抑制作用随着 PFAS 链长的增加而逐渐增加,具体表现为根伸长率降低^[186]。综合来讲,新污染物对根系生长和光合作用的影响可以抑制营养合成,并进一步造成产量及品质危机。

在生化层面,新污染物诱导的代谢紊乱和氧化应激同样显著。新污染物污染普遍会引发植物体内活性氧累积和抗氧化防御失调,导致病理性的终点损伤^[183,187]。有研究指出,微塑料可在作物叶片中诱导氧化应激,使丙二醛(MDA)等过氧化产物含量升高、超氧化物歧化酶(SOD)等酶活性异常,进而抑制叶片生长和光合作用。对番茄的研究也发现,高水平聚羟基丁酸酯(PHB)暴露下作物出现显著的碳水化合物代谢紊乱,造成营养合成效率降低^[188]。抗生素处理显著降低了小麦籽粒中的游离氨基酸含量(下降约 62.5%)和无机氮含量(下降 8.3%~35.3%),表明作物氮代谢受阻^[189]。机制上,抗生素还可诱导植物体内脱落酸(ABA)水平升高,抑制根系伸长。氟喹诺酮类抗生素引发生菜叶片中脯氨酸(一种渗透调节物质)含量比对照增加约 66%,MDA 含量提高 81%,抗氧化酶(如过氧化物酶 APX 和 POD)的活性上调约 35%^[183]。同时,细胞膜电解质渗漏增加 77%,叶片中过氧化氢水平升高 58%,显示出严重的氧化损伤。有机污染物还会作用于植物分子层面的代谢调控,改变基因表达和信号转导,干扰碳水化合物、氨基酸和脂肪酸等基本代谢途径。例如,PFAS、OPEs 和 PAEs 等物质残留可抑制叶

绿素合成酶和光合酶的活性,使作物呼吸作用和能量代谢紊乱,降低植物抗逆性和生产力^[190-191]。总的来说,新污染物在田间不仅造成作物生长指标下降,更可通过引发氧化应激、干扰关键代谢途径和信号通路等生化机制,损害植物内部稳态。这些代谢紊乱往往与生理抑制相互作用,最终削弱作物对环境胁迫的抵抗力并降低农田生产力。

3.5 新污染物的联合效应

尽管各类新污染物引发的农田生态系统毒性效应是一个公认问题,但是现实农田中多种污染物共存的现象以及相互作用正逐步引发新的环境问题^[192]。尤其是微塑料具有特殊的物理性质,可以导致多种污染物附着其表面产生协同毒性效应。例如,与单一污染相比,PE 或者 PVC 微塑料加剧了四环素等抗生素对土壤脲酶、蔗糖酶的抑制,还导致放线菌和子囊菌等耐药菌属的富集程度增加^[193]。在复合污染中微塑料也是驱动 ARGs 传播的因素之一。一项土壤微生物生态实验发现,随着微塑料颜色、性状和聚合物类型的多样化增加,土壤中 ARGs 丰度显著上升^[194]。以蚯蚓模式动物为例,微塑料与有机新污染物联合暴露会产生协同毒性,导致上皮细胞退化、消化酶失调以及肠道菌群失衡等,其程度超过单一暴露的情况^[195]。多项作物暴露实验均表明复合污染(如微塑料与 POPs、PAEs 等)对其产生了产量抑制和氧化应激效应,例如小麦、玉米等生物量下降,卷心菜产量大幅下降^[160,193]。针对多源暴露,农田生态风险管理更需要以真实输入途径与复合污染为导向,识别能够驱动系统性风险的关键组合与关键过程,为协同治理策略的设计提供更符合现实环境的依据。

4 农田土壤中新污染物污染的防治与管理措施

新污染物具有持久性、生物累积性、高毒性等特征,因此为应对农田土壤中的污染,需要源头控制和末端修复两端协同推进,并构建多技术协同的防治与修复体系(图 4)。

4.1 新污染物的源头控制

4.1.1 减少外源输入

对于农田中的新污染物,源头削减其输入是最经济、最有效的策略,在这些污染物进入农田生态系统之前进行拦截和削减^[10]。污水灌溉前可采用活性炭吸附、臭氧氧化和高级氧化工艺(AOPs)、生物炭处理等深度处理技术,削减灌溉水体中的污染负荷^[25]。研究表明,颗粒活性炭对水体中多氯联苯(PCBs)的去

除率可达90%以上,对BPA和NP等EDCs的去除率也能稳定在85%~95%之间^[196];臭氧氧化技术通过断裂C—F键等顽固化学键对PFOS的去除率可达80%^[196];过硫酸盐高级氧化和Fenton氧化法($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$)对ATs的降解效率可达到90%以上^[197-198];光催化技术在降解水体中BPA、雌激素等多种EDCs方面也展现出巨大潜力^[198];生物炭对污水中多种抗生素表现出高效的吸附能力,去除率可高达82%以上^[199]。这些技术的组合应用,可实现对污水中多种新污染物的广谱高效去除。在农用前进行好氧堆肥是降低畜禽粪便和城市污泥中污染负荷的关键,堆肥过程中产生的大于55℃的高温和丰富的微生物群落,能够降解多种有机物。研究表明好氧堆肥对常见兽用抗生素的去除率可达70%~90%,对PAEs等内分泌干扰物的去除率为50%~95%^[200]。

4.1.2 规范农业管理

农药、兽药和化肥使用是农田ECs的直接来源,严重加剧了农田土壤中抗生素及POP的污染。根据作物需求和土壤状况精准投放,能够减少20%~40%的化学投入品使用量,从源头上削减ECs的输入^[201]。农用地膜是农田环境中微塑料和邻苯二甲酸酯类(PAEs)增塑剂的主要来源。推广使用聚己二酸/对苯二甲酸丁二醇酯(PBAT)等基质的可生物降解地膜,经过一个生长季节后,生物降解率可达60%~90%,能极大减少PEMPs和DEHP等增塑剂的长期残留^[202]。同时,建立并完善高效的废旧农膜回收体系,提高地膜的回收率,减少废弃地膜的填埋和老化分解,能够有效地改善土壤的微纳米塑料污染状况^[202]。通过永久性土壤覆盖和减少土壤扰动,例如推广秸秆覆盖、

免耕少耕、作物轮作,能够有效改善土壤结构,并使ECs通过地表径流和风蚀造成的迁移量显著降低30%~50%^[203]。此外,增加作物多样性可增强土壤微生物群落的稳定性和降解功能,提升农田土壤的自我修复能力。

4.2 原位修复技术

4.2.1 植物修复技术

植物修复是利用高等植物及其根际系统对污染物的吸收、转运、代谢来间接促进降解,在农田新污染物治理中被视为最具可持续性的原位技术。对药物类污染物而言,近年来的研究表明,一些耐污染、根系发达的植物不仅可以直接吸收四环素类、磺胺类和喹诺酮类抗生素,还能通过根际促降解显著缩短其在土壤中的残留时间^[204]。例如,在长期灌溉养殖废水的农田中种植伴矿景天,土壤中四环素类抗生素的含量可降低57%~76%,磺胺类和喹诺酮类则下降35%~60%^[205]。蔬菜能够吸收土壤中的PAEs(如DEHP),并在体内发生部分转化和代谢,配合根际微生物共同完成对PAEs的降解,因此在以农膜、农药为主要来源的农田情景中,植物修复更多体现为“根际协同降解”^[206]。对于PFAS,植物本身难以断裂C—F键,其对PFAS的修复机理主要是吸收作用。在含氟化工区域的农田中发现的紫萼月见草对18种PFAS表现出显著超富集特征,其根-茎转运系数高达3.07~58.6,说明通过挖掘和利用PFAS超富集植物有望在不破坏土壤结构的前提下逐步抽提出土壤中的PFAS^[207]。需要指出的是,污染物富集植物仍需要通过安全处置(如植物残体高温热解销毁)以避免二次污染。微塑料方面,植物难以直接矿化聚合物,更多通过改变土壤结

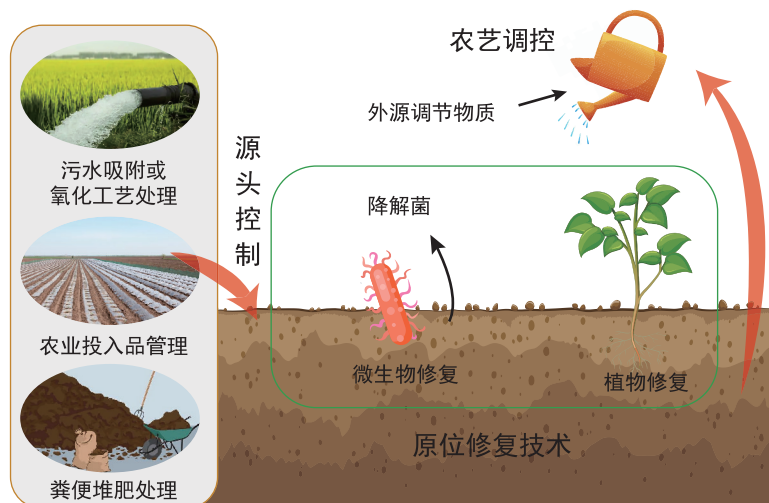


图4 农田新污染物的防治技术

Figure 4 Prevention and remediation technologies of emerging contaminants in farmland

构和根际环境间接影响其环境行为^[208]。根系生长和有机质输入有利于农田土壤团聚体形成和孔隙结构优化,进而降低微塑料随径流和风蚀迁移的风险,并为后续微生物降解提供更有利的微环境。在轻至中度污染情景下,合理配置修复植物和作物品种,既可兼顾农产品产量,又能在一个或多个生长季内实现新污染物浓度和生物有效性的同步下降。

4.2.2 微生物修复技术

微生物修复是依托土著或外源功能微生物,通过矿化、共代谢和转化等过程削减新污染物的重要原位修复途径^[206]。近年来从农田及周边环境中富集筛选出多类具有塑料降解潜力的细菌和真菌,例如芽孢杆菌、假单胞菌、不动杆菌等可通过分泌酯酶、烃类水解酶等实现对PET、PE、PP等聚合物的表面侵蚀和部分降解^[208]。在28 d实验条件下,部分链霉菌和芽孢杆菌对PE等微塑料的质量损失可达5%~8%,特定条件下对聚氨酯微塑料的降解率可超过90%^[209]。真菌中,曲霉属的一些种类能侵蚀塑料表面并分泌氧化酶加速其碎片化,如黑曲霉可降解聚氨酯、烟曲霉可降解PP等。对于抗生素等药物残留,土壤系统中广泛存在能够利用磺胺类、大环内酯类作为碳氮源的降解菌株,如鞘氨醇单胞菌和假单胞菌等,在适宜碳源和电子受体条件下,可实现50%~90%的母体浓度削减^[204]。在养殖场废水灌溉的农田中,磺胺甲恶唑经微生物群落降解的去除率达86%~99%^[210]。PAEs和BPA等常见的内分泌干扰物是微生物修复的重要靶标。近年构建的合成菌群(如由Mycobacterium、Rhizobium、Paenarthrobacter等组成的5菌株复合体系)在200 mg·L⁻¹初始浓度下对DBP和DEHP的去除率可达98%~100%,并被证实玉米根际可稳定定殖并加速DEHP在土壤中的降解^[206]。相比之下,PFOS、PFOA等PFAS的微生物降解极为困难,去除率和脱氟率均偏低。未来的研究动向是利用微生物协助植物富集或与电化学等技术联用,而非微生物单独承担主导修复功能。总体来看,微生物修复技术对可降解有机新污染物已具有较好的应用基础,对微塑料和PFAS则仍处于机理和菌株挖掘阶段。

4.2.3 联合修复技术

植物-微生物联合修复在农田新污染物治理中表现出明显的协同优势和双重效应,其基本思路是利用植物提供碳源和根际微环境,促进功能菌群富集和活化,同时微生物分担污染物降解压力,增强植物耐受性。例如,在上述的伴矿景天种植试验中观察到,

植物处理显著提升了微生物碳源水平和土壤酶活性,在根际进一步添加以鞘氨醇单胞菌为核心构建的菌剂,在田间条件下,目标抗生素的去除率提高了10%~30%^[205]。解淀粉芽孢杆菌(*Bacillus amyloliquefaciens*) L381能够降解土壤中的PAEs,并在水稻根际定殖后增强植物对增塑剂胁迫的抗性,仅5 d处理就显著提高了受污染水稻的生长表现^[211]。人工湿地修复工程广泛应用于农田退水阶段,在砂砾基质上种植芦苇等挺水植物,加入多孔介质(如焦炭、沸石等)增强微生物附着,对四环素、磺胺甲恶唑等抗生素的总去除率普遍超过80%~90%,对甾体激素和双酚类环境雌激素的去除率也可达到75%~95%^[212]。联合修复将植物和微生物特性高效结合起来,适用于农田中多种新污染物共存的情景^[213]。未来的重点在于针对不同作物系统筛选匹配的植物-菌群组合,量化其在真实田间条件下对目标污染物的削减幅度与时间尺度,同时评估外源菌剂长期定殖、抗性基因迁移以及富集污染物植物残体的安全处置等问题,从而为农田新污染物的工程化原位治理提供可验证、可推广的技术路径。

4.3 农艺调控与生态调节

农艺调控通过优化田间管理、改变土壤养分状况与根际过程,可在不改变耕地用途的前提下降低污染物吸收与胁迫效应。研究发现,在DEHP污染的土壤中,通过调节有效磷水平从低于10 mg·kg⁻¹提至大于40 mg·kg⁻¹,使番茄幼苗根系对DEHP的吸收量减少30%~50%,并促进其在根内的降解,从而降低向地上部的转运风险^[214]。外源施加某些植物生长调节剂也可增强作物的耐受性。例如,施加50 μmol·L⁻¹的褪黑素,通过增强玉米的抗氧化防御系统,提高超氧化物歧化酶、过氧化物酶的活性,有效缓解PS引起的氧化胁迫,使植物生物量恢复15%~25%,并减少微塑料在叶片中的积累^[215]。同样,施加0.1 μmol·L⁻¹的油菜素内酯也能显著增强黄瓜对MPs胁迫的适应性^[216]。这类化感调节为保障在轻度污染土壤上的安全生产提供了技术支撑。需要强调的是,源头削减、原位修复和农艺调控虽然路径各异,但共同指向降低输入强度、削减污染物迁移暴露和恢复生态功能的治理目标。

4.4 农田土壤新污染物的监管

近年来我国新污染物治理已进入系统化推进阶段。《新污染物治理行动方案》以污染物的整体生命周期为主线,构建了筛查评估、检测预警、源头削减和环

险管控的总体框架。对农田生态系统而言,《新污染物治理行动方案》提供了方向,但是实际落实仍存在来源多元化、污染物谱系复杂以及农田监测和管控手段薄弱等问题,因此在科研层面有必要积极与国家政策对接。

在管理对象方面,建议在国家《重点管控新污染物清单》基础上,结合农业特征输入构建“农田优先关注新污染物清单”。重点考虑污泥与粪肥中的药物残留、农用塑料添加剂及其降解产物、再生水灌溉引入的工业副产物以及药物复合污染等,对高频检出且具有毒理证据的污染物实施强化监测,对暴露数据有限但潜在风险较高的污染物进行预评估,实现清单覆盖和动态更新。并且,对农田多介质指定标准化的采样与前处理流程实现跨区域对比。在治理手段上,构建源头控制和末端修复全链条制度框架。一方面,对农田污染物的关键输入通道设置严格的浓度管控和使用规范,推动高风险污染物替代和清洁生产。另一方面,以土壤功能稳定和农产品安全为重点,把农艺措施作为重要的调控技术,实现对污染物生物利用性的有效控制。在治理效果评估阶段,不能把农田新污染物环境浓度下降作为唯一指标,应该从土壤生态功能恢复、农作物品质等多维度建立综合评价体系。将国家新污染物治理政策与农田暴露证据相衔接,有助于明确农田的优先管控思路 and 对象,并为标准制订、风险评估提供更具有操作性的科学支撑,推动农田新兴污染物治理由实验性研究逐步迈向体系化、可持续治理。

5 总结与展望

本文详细总结了新污染物在农田环境中的来源和输入途径,概述了持久性有机污染物、微塑料、内分泌干扰物和抗生素等代表类型的赋存状况,并重点梳理了新污染物在农田环境中的吸附解吸、淋溶迁移、植物吸收、代谢转化等过程,从土壤生态系统多层次出发,归纳了农田中新污染物的毒性效应及生态风险。最后对现有的修复治理技术进行了总结,并依据政策提出了合理的管理建议。鉴于农田土壤中新污染物风险呈现“看不见的危机”特征,目前理论研究和工程治理仍需要在以下几个方面重点推进:

(1) 现有工作多基于单一污染物或理想化条件的现状,未来有必要在已揭示的来源和行为机理基础上,开展多过程耦合和复合污染的迁移与转化研究。

(2) 对于新污染物及其转化产物的研究仍然需要

关注其机理和关键的分子生物学机制,从更加微观的角度上为农产品污染和人体健康影响提供指导。

(3) 加强对农田土壤中新污染物检测分析方法的研究,特别是微塑料、持久性污染物等的检测方法还不完善,相关的检测标准急需建立和完善,以缩小“量化困难”的证据缺口。

(4) 对于农田土壤新污染物的处理,未来要关注更加高效、低成本、对环境影响更小的技术,并逐步评估处理技术对原有的农田生态的真实影响程度。

参考文献:

- [1] CARTER L, DAVIS C. Emerging contaminants in agricultural systems [J]. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2025, 6(5): 320.
- [2] QIN Q, CHEN X J, ZHUANG J. The fate and impact of pharmaceuticals and personal care products in agricultural soils irrigated with reclaimed water[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2015, 45(13): 1379-1408.
- [3] WEINDL I, BODIRSKY B L, ROLINSKI S, et al. Livestock production and the water challenge of future food supply: implications of agricultural management and dietary choices[J]. *Global Environmental Change*, 2017, 47: 121-132.
- [4] 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.
- [5] TANG L, CHEN W W, LUO X H, et al. Multi-technological integration in a smelting site: visualizing pollution characteristics and migration pattern[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 459: 132135.
- [6] VIEIRA D C S, YUNTA F, BARAGAÑO D, et al. Soil pollution in the European Union: an outlook[J]. *Environmental Science & Policy*, 2024, 161: 103876.
- [7] ZHOU Y Q, MENG J, ZHANG M, et al. Which type of pollutants need to be controlled with priority in wastewater treatment plants: traditional or emerging pollutants? [J]. *Environment International*, 2019, 131: 104982.
- [8] RYU H, LI B K, DE GUISE S, et al. Recent progress in the detection of emerging contaminants PFASs[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 408: 124437.
- [9] GONZÁLEZ-GONZÁLEZ R B, FLORES-CONTRERAS E A, PARRA-SALDÍVAR R, et al. Bio-removal of emerging pollutants by advanced bioremediation techniques[J]. *Environmental Research*, 2022, 214: 113936.
- [10] KUMAR R, QURESHI M, VISHWAKARMA D K, et al. A review on emerging water contaminants and the application of sustainable removal technologies[J]. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 2022, 6: 100219.
- [11] GOGOI A, MAZUMDER P, TYAGI V K, et al. Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: a review[J]. *Groundwater for Sustainable Development*, 2018, 6: 169-180.
- [12] SAUVÉ S, DESROSIERS M. A review of what is an emerging contaminant[J]. *Chemistry Central Journal*, 2014, 8(1): 15.

- [13] CHOHAN A, PETAWAY H, RIVERA-DIAZ V, et al. Per and polyfluoroalkyl substances scientific literature review: water exposure, impact on human health, and implications for regulatory reform[J]. *Reviews on Environmental Health*, 2020, 36(2):235–259.
- [14] 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.
- [15] HUANG S K, YU J P, LI C, et al. The effect review of various biological, physical and chemical methods on the removal of antibiotics[J]. *Water*, 2022, 14(19):3138.
- [16] ZHAO S, ZHANG J. Microplastics in soils during the COVID-19 pandemic: sources, migration and transformations, and remediation technologies[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 883:163700.
- [17] TANG K H D. Microplastics in agricultural soils in China: sources, impacts and solutions[J]. *Environmental Pollution*, 2023, 322:121235.
- [18] CORREIA A, RASTEIRO M. A review of persistent soil contaminants: assessment and remediation strategies[J]. *Environments*, 2025, 12(7):229.
- [19] BAYABIL H K, TESHOME F T, LI Y C. Emerging contaminants in soil and water[J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2022, 10:873499.
- [20] MARGENAT A, MATAMOROS V, DÍEZ S, et al. Occurrence and human health implications of chemical contaminants in vegetables grown in peri-urban agriculture[J]. *Environment International*, 2019, 124:49–57.
- [21] PŁOTKA-WASYLKA J, MULKIEWICZ E, LIS H, et al. Endocrine disrupting compounds in the baby's world: a harmful environment to the health of babies[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 881:163350.
- [22] ZURI G, KARANASIOU A, LACORTE S. Human biomonitoring of microplastics and health implications: a review[J]. *Environmental Research*, 2023, 237:116966.
- [23] NOBILE M, ARIOLI F, PAVLOVIC R, et al. Presence of emerging contaminants in baby food[J]. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 2020, 37(1):131–142.
- [24] SHITTU E, LAKHANPAUL M, VIGURS C, et al. A rapid systematic scoping review of research on the impacts of water contaminated by chemicals on very young children[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 891:164604.
- [25] HOU R J, ZHANG J, FU Q, et al. The boom era of emerging contaminants: a review of remediating agricultural soils by biochar[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 931:172899.
- [26] ADAMSON D T, NICKERSON A, KULKARNI P R, et al. Mass-based, field-scale demonstration of PFAS retention within AFFF-associated source areas[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(24):15768–15777.
- [27] WU Z N, HE C, HAN W, et al. Exposure pathways, levels and toxicity of polybrominated diphenyl ethers in humans: a review[J]. *Environmental Research*, 2020, 187:109531.
- [28] NIGHTINGALE J, ELDER F C T, GARDUÑO-JIMÉNEZ A L, et al. Understanding the extent of emerging contaminants in English soils: environmental implications of differing organic waste applications[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2025, 500:140433.
- [29] MA Y, YUN X T, RUAN Z Y, et al. Review of hexachlorocyclohexane (HCH) and dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) contamination in Chinese soils[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 749:141212.
- [30] YANG C, LONG C Y, HUANG Z F, et al. Polybrominated diphenyl ethers and dechlorane plus in soil from four different industry parks: identification, emission characteristics, spatial distribution, and health risk assessment[J]. *Journal of Environmental Exposure Assessment*, 2025, 4(2):13.
- [31] FABREGAT-PALAU J, ZWEIGLE J, RENNER D, et al. Assessment of PFAS contamination in agricultural soils: non-target identification of precursors, fluorine mass balance and microcosm studies[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2025, 490:137798.
- [32] SZÁKOVÁ J, PULKRABOVÁ J, ČERNÝ J, et al. Selected persistent organic pollutants (POPs) in the rhizosphere of sewage sludge-treated soil: implications for the biodegradability of POPs[J]. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 2019, 65(7):994–1009.
- [33] WEI M, CHEN Z X, YANG K, et al. Global ecological and health risks of PFAS in surface soil[J]. *Environment International*, 2025, 206:109925.
- [34] PUZYN T, MOSTRAG A. Organic pollutants ten years after the stockholm convention: environmental and analytical update[M]. BoD-Books on Demand, 2012.
- [35] HAGNER M, RÄMÖ S, SOINNE H, et al. Pesticide residues in boreal arable soils: countrywide study of occurrence and risks[J]. *Environmental Pollution*, 2024, 357:124430.
- [36] WANG R, CHENG H G, BIAN Z Y. Global occurrence and environmental behavior of novel brominated flame retardants in soils: current knowledge and future perspectives[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 480:136298.
- [37] RIGAL C, ASIA L, LEBARILLIER S, et al. Novel brominated flame retardants relevant for European aquatic environments: ranking of analytes to monitor and focus on the French Eastern Mediterranean coastline[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2025, 32(28):16802–16818.
- [38] MCGRATH T J, BALL A S, CLARKE B O. Critical review of soil contamination by polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and novel brominated flame retardants (NBFRs): concentrations, sources and congener profiles[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 230:741–757.
- [39] TZANETOU E N, KARASALI H, TZANETOU E N, et al. A comprehensive review of organochlorine pesticide monitoring in agricultural soils: the silent threat of a conventional agricultural past[J]. *Agriculture*, 2022, 12(5):728.
- [40] KNUTH D, GAI L T, SILVA V, et al. Pesticide residues in organic and conventional agricultural soils across Europe: measured and predicted concentrations[J]. *Environmental Science & Technology*, 2024, 58(15):6744–6752.
- [41] YANG J, LI R J, ZHOU Q, et al. Abundance and morphology of microplastics in an agricultural soil following long-term repeated application of pig manure[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 272:116028.
- [42] BRADNEY L, WIJESEKARA H, PALANSOORIYA K N, et al. Particulate plastics as a vector for toxic trace-element uptake by aquatic and terrestrial organisms and human health risk[J]. *Environment International*, 2019, 131:104937.

- [43] MOHASIN M, HABIB K, RAO P S, et al. Microplastics in agricultural soils: sources, impacts, and mitigation strategies[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2025, 197(6):684.
- [44] CHANG K, MA Y, HAN Y L, et al. Research progress on source analysis, ecological effects, and separation technology of soil microplastics[J]. *Microplastics*, 2025, 4(3):39.
- [45] CAMPANALE C, GALAFASSI S, DI PIPPO F, et al. A critical review of biodegradable plastic mulch films in agriculture: definitions, scientific background and potential impacts[J]. *TrAC, Trends in Analytical Chemistry*, 2024, 170:117391.
- [46] BHATTACHARYA S, DAS S, SAHA T. Application of plasticulture in horticulture: a review[J]. *The Pharma Innovation Journal*, 2018, 7: 584–585.
- [47] BOOTS B, RUSSELL C W, GREEN D S. Effects of microplastics in soil ecosystems: above and below ground[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(19):11496–11506.
- [48] WANG K, FLURY M, SUN S Y, et al. In-field degradation of polybutylene adipate-co-terephthalate (PBAT) films, microplastic formation, and impacts on soil health[J]. *Environmental Research*, 2025, 272:121086.
- [49] FAN P, YU H, XI B D, et al. A review on the occurrence and influence of biodegradable microplastics in soil ecosystems: are biodegradable plastics substitute or threat? [J]. *Environment International*, 2022, 163:107244.
- [50] AZEVEDO T, GONÇALVES M, SILVA-REIS R, et al. Do endocrine disrupting compounds impact earthworms? A comprehensive evidence review[J]. *Reviews in Environmental Science and Bio Technology*, 2024, 23(3):633–677.
- [51] ADEEL M, SONG X M, WANG Y Y, et al. Environmental impact of estrogens on human, animal and plant life: a critical review[J]. *Environment International*, 2017, 99:107–119.
- [52] LIU X M, WEI H Y, AHMAD S, et al. Effects and mechanism of microplastics on abundance and transfer of antibiotic resistance genes in the environment: a critical review[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2024, 54(24):1852–1874.
- [53] WANG S Y, LIU F, WU W Y, et al. Migration and health risks of nonylphenol and bisphenol A in soil-winter wheat systems with long-term reclaimed water irrigation[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 158:28–36.
- [54] LU J, WU J, ZHANG C. Cleaner production of salt-tolerance vegetable in coastal saline soils using reclaimed water irrigation: observations from alleviated accumulation of endocrine disrupting chemicals and environmental burden[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 297:126746.
- [55] YANG X D, DAI C N, ZHENG G X, et al. Bisphenol analogues in soils and lettuce (*Lactuca sativa* L.) around typical factories in eastern China: occurrence, contamination characteristics, and health risks[J]. *Environmental Pollution*, 2025, 373:126126.
- [56] SCOPETANI C, PELLINEN J, SELONEN S. Phthalates and other organic chemicals in agricultural soils after use of different types of conventional and biodegradable plastics[J]. *Environmental Research*, 2024, 255:119177.
- [57] XU Y W, XIONG B Y, HUANG Y M, et al. Exploring additives beyond phthalates: release from plastic mulching films, biodegradation and occurrence in agricultural soils[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 918:170763.
- [58] YANG X J, HE X X, LIN H, et al. Occurrence and distribution of natural and synthetic progestins, androgens, and estrogens in soils from agricultural production areas in China[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 751:141766.
- [59] YANG S, YU W W, YANG L, et al. Occurrence and fate of steroid estrogens in a Chinese typical concentrated dairy farm and slurry irrigated soil[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2021, 69(1):67–77.
- [60] CHEN Y A, HE Z X, WU H C, et al. Soil antibiotic pollution and ecological risk assessment in the Pearl River Delta region, China[J]. *Toxics*, 2025, 13(11):11004.
- [61] ZHANG Y, CHENG D M, XIE J, et al. Impacts of farmland application of antibiotic-contaminated manures on the occurrence of antibiotic residues and antibiotic resistance genes in soil: a Meta-analysis study[J]. *Chemosphere*, 2022, 300:134529.
- [62] GUO Y P, SHAO W F, ZHAO W G, et al. The occurrence, distribution, environmental effects, and interactions of microplastics and antibiotics in the aquatic environment of China[J]. *Water*, 2024, 16(10):1435.
- [63] CHRISTOU A, PAPADAVID G, DALIAS P, et al. Ranking of crop plants according to their potential to uptake and accumulate contaminants of emerging concern[J]. *Environmental Research*, 2019, 170:422–432.
- [64] WU J, WANG J Y, LI Z T, et al. Antibiotics and antibiotic resistance genes in agricultural soils: a systematic analysis[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2023, 53(7):847–864.
- [65] MOHY-U-DIN N, FARHAN M, WAHID A, et al. Human health risk estimation of antibiotics transferred from wastewater and soil to crops [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, 30(8): 20601–20614.
- [66] BAO F F, ZHOU Y, ZHANG Z Y, et al. A perspective of spatial variability and ecological risks of antibiotics in the agricultural-pastoral ecotone soils in eastern Inner Mongolia[J]. *Chemosphere*, 2024, 353:141627.
- [67] WEI R C, GE F, ZHANG L L, et al. Occurrence of 13 veterinary drugs in animal manure-amended soils in eastern China[J]. *Chemosphere*, 2016, 144:2377–2383.
- [68] XIE W Y, SHEN Q, ZHAO F J. Antibiotics and antibiotic resistance from animal manures to soil: a review[J]. *European Journal of Soil Science*, 2018, 69(1):181–195.
- [69] ZHENG D S, YIN G Y, LIU M, et al. Global biogeography and projection of soil antibiotic resistance genes[J]. *Science Advances*, 2022, 8(46):eabq8015.
- [70] LI S, YAO Q, LIU J J, et al. Profiles of antibiotic resistome with animal manure application in black soils of northeast China[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 384:121216.
- [71] QIAO L K, LIU X X, ZHANG S, et al. Distribution of the microbial community and antibiotic resistance genes in farmland surrounding gold tailings: a metagenomics approach[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 779:146502.
- [72] SONG D G, TANG X, TARIQ A, et al. Regional distribution and migration potential of antibiotic resistance genes in croplands of

- Qinghai Tibet Plateau[J]. *Environmental Research*, 2023, 231(Pt 2): 116233.
- [73] CARPANEZ T G, CASTRO L M C, SANTOS AMARAL M C, et al. Occurrence and environmental consequences of microplastics and nanoplastics from agricultural reuse of wastewater and biosolids in the soil ecosystem: a review[J]. *Science of the Total Environment*, 2025, 980:179538.
- [74] JIANG J J, HANUN J N, CHEN K Y, et al. Current levels and composition profiles of microplastics in irrigation water[J]. *Environmental Pollution*, 2023, 318:120858.
- [75] ZHOU B Y, WANG J Q, ZHANG H B, et al. Microplastics in agricultural soils on the coastal plain of Hangzhou Bay, east China: multiple sources other than plastic mulching film[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 388:121814.
- [76] MOHAMMADIPOUR M, MOHAMMADI F, NIKAEEN M, et al. The lasting effects of wastewater irrigation: evaluating alkylphenols accumulation in soil and potential health risks for farmers and local communities[J]. *Results in Engineering*, 2024, 24:103245.
- [77] REN J H, SHI H C, LIU J C, et al. Occurrence, source apportionment and ecological risk assessment of thirty antibiotics in farmland system [J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 335:117546.
- [78] ZENG Y Y, FENG R Q, HUANG C C, et al. Antibiotic resistance genes in agricultural soils: a comprehensive review of the hidden crisis and exploring control strategies[J]. *Toxics*, 2025, 13(4):239.
- [79] DALAHMEH S, TIRGANI S, KOMAKECH A J, et al. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in water, soil and plants in wetlands and agricultural areas in Kampala, Uganda[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 631/632:660-667.
- [80] KIM J, XIN X Y, MAMO B T, et al. Occurrence and fate of ultrashort-chain and other per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater treatment plants[J]. *ACS ES&T Water*, 2022, 2(8):1380-1390.
- [81] CHRISTIAN A E, KÖPER I. Microplastics in biosolids: a review of ecological implications and methods for identification, enumeration, and characterization[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 864:161083.
- [82] LEKAGUL A, TANGCHAROENSATHIEN V, LIVERANI M, et al. Understanding antibiotic use for pig farming in Thailand: a qualitative study[J]. *Antimicrobial Resistance and Infection Control*, 2021, 10(1):3.
- [83] GROS M, MAS-PLA J, BOY-ROURA M, et al. Veterinary pharmaceuticals and antibiotics in manure and slurry and their fate in amended agricultural soils: findings from an experimental field site (Baix Empordà, NE Catalonia)[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 654:1337-1349.
- [84] GHIRARDINI A, GRILLINI V, VERLICCHI P. A review of the occurrence of selected micropollutants and microorganisms in different raw and treated manure: environmental risk due to antibiotics after application to soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 707:136118.
- [85] SHEN C, HE M Y, ZHANG J H, et al. Response of soil antibiotic resistance genes and bacterial communities to fresh cattle manure and organic fertilizer application[J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 349:119453.
- [86] MUNOZ G, MICHAUD A M, LIU M, et al. Target and nontarget screening of PFAS in biosolids, composts, and other organic waste products for land application in France[J]. *Environmental Science & Technology*, 2022, 56(10):6056-6068.
- [87] POZZEBON E A, SEIFERT L. Emerging environmental health risks associated with the land application of biosolids: a scoping review[J]. *Environmental Health*, 2023, 22(1):57.
- [88] ADHIKARI K, PEARCE C I, SANGUINET K A, et al. Accumulation of microplastics in soil after long-term application of biosolids and atmospheric deposition[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 912:168883.
- [89] RADFORD F, HORTON A, HUDSON M, et al. Agricultural soils and microplastics: are biosolids the problem?[J]. *Frontiers in Soil Science*, 2023, 2:941837.
- [90] CHEN S B, BO X, XU Z J. Mapping pesticide residues in soil for China: characteristics and risks[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 479:135696.
- [91] ISLAM M A, PARVIN M I, NGUYEN C, et al. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) contamination in agriculture and its potential conflict with circular economy[J]. *Environmental Pollution*, 2025, 385:127036.
- [92] OVIEDO-VARGAS D, ANTON J, COLEMAN-KAMMULA S, et al. Quantification of PFAS in soils treated with biosolids in ten northeastern US farms[J]. *Scientific Reports*, 2025, 15:5582.
- [93] CUI J X, BAI R H, DING W L, et al. Potential agricultural contamination and environmental risk of phthalate acid esters arrived from plastic film mulching[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2024, 12(1):111785.
- [94] BERENSTEIN G, HUGHES E A, ZALTS A, et al. Environmental fate of dibutylphthalate in agricultural plastics: photodegradation, migration and ecotoxicological impact on soil[J]. *Chemosphere*, 2022, 290:133221.
- [95] TIAN L L, CHENG J J, JI R, et al. Microplastics in agricultural soils: sources, effects, and their fate[J]. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 2022, 25:100311.
- [96] SUN J, PENG Z T, ZHU Z R, et al. The atmospheric microplastics deposition contributes to microplastic pollution in urban waters[J]. *Water Research*, 2022, 225:119116.
- [97] ARIAS-ESTÉVEZ M, LÓPEZ-PERIAGO E, MARTÍNEZ-CARBALLO E, et al. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2008, 123(4):247-260.
- [98] FENG X X, WANG K, PAN L X, et al. Measured and modeled residue dynamics of famoxadone and oxathiapiprolin in tomato fields [J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2018, 66(32):8489-8495.
- [99] MATEI M, ZAHARIA R, PETRESCU S I, et al. Persistent organic pollutants (POPs): a review focused on occurrence and incidence in animal feed and cow milk[J]. *Agriculture*, 2023, 13(4):873.
- [100] YANG X J, DAI X, ZHANG Y L, et al. Sorption, desorption, and transformation of synthetic progestins in soil and sediment systems [J]. *Geoderma*, 2020, 362:114141.
- [101] NKOH J N, SHANG C J, OKEKE E S, et al. Antibiotics soil-solution chemistry: a review of environmental behavior and uptake

- and transformation by plants[J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 354:120312.
- [102] MOAVENZADEH GHAZNAVI S, CHOUDHARY M, HANNAN M, et al. A critical review of per- and polyfluoroalkyl substances adsorption by soil[J]. *Journal of Hazardous Materials: Organics*, 2025, 1(1):100001.
- [103] CONDE-CID M, NÚÑEZ-DELGADO A, FERNÁNDEZ-SANJURJO M J, et al. Tetracycline and sulfonamide antibiotics in soils: presence, fate and environmental risks[J]. *Processes*, 2020, 8(11):1479.
- [104] ZHANG S, YU J J, WANG J, et al. A new perspective on understanding soil microplastics: composition, influencing factors of the soil plastisphere, and its impacts on the environmental behavior of co-existing contaminants[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2025, 518:164640.
- [105] CAMPOS-PEREIRA H, KLEJA D B, SJÖSTEDT C, et al. The adsorption of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) onto ferrihydrite is governed by surface charge[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(24):15722–15730.
- [106] RODRÍGUEZ-LÓPEZ L, SANTÁS-MIGUEL V, CELA-DABLANCA R, et al. Clarithromycin as soil and environmental pollutant: adsorption-desorption processes and influence of pH[J]. *Environmental Research*, 2023, 233:116520.
- [107] CHRISTOU A, AGÜERA A, BAYONA J M, et al. The potential implications of reclaimed wastewater reuse for irrigation on the agricultural environment: the knowns and unknowns of the fate of antibiotics and antibiotic resistant bacteria and resistance genes: a review[J]. *Water Research*, 2017, 123:448–467.
- [108] WANG K F, GUO C Y, LI J, et al. A critical review of the adsorption-desorption characteristics of antibiotics on microplastics and their combined toxic effects[J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2024, 35:103729.
- [109] ZHAO W, CHEN G L, JIAO J, et al. Effects of co-existing microplastics on adsorption - desorption behavior of perfluorooctanoic acid in soil: co-sorption and mechanism insight [J]. *Agronomy*, 2025, 15(12):2802.
- [110] MEJÍAS C, SANTOS J L, MARTÍN J, et al. Thermodynamic and kinetic investigation of the adsorption and desorption of trimethoprim and its main metabolites in Mediterranean crop soils [J]. *Molecules*, 2023, 28(1):437.
- [111] GBADEGESIN L A, TANG X Y, LIU C, et al. Transport of veterinary antibiotics in farmland soil: effects of dissolved organic matter[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2022, 19(3):1702.
- [112] CHEFETZ B, MUALEM T, BEN-ARI J. Sorption and mobility of pharmaceutical compounds in soil irrigated with reclaimed wastewater[J]. *Chemosphere*, 2008, 73(8):1335–1343.
- [113] BLÄSING M, AMELUNG W. Plastics in soil: analytical methods and possible sources[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 612:422–435.
- [114] MCGECHAN M B, LEWIS D R. Transport of particulate and colloid-sorbed contaminants through soil, part 1: general principles [J]. *Biosys Eng*, 2002, 83(3):255–273.
- [115] SHARMA P, MAYES M A, TANG G P. Role of soil organic carbon and colloids in sorption and transport of TNT, RDX and HMX in training range soils[J]. *Chemosphere*, 2013, 92(8):993–1000.
- [116] REN X Y, ZENG G M, TANG L, et al. Sorption, transport and biodegradation: an insight into bioavailability of persistent organic pollutants in soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 610/611:1154–1163.
- [117] HE S Y, WEI Y F, YANG C P, et al. Interactions of microplastics and soil pollutants in soil-plant systems[J]. *Environmental Pollution*, 2022, 315:120357.
- [118] 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, 176:104486.
- [119] RILLIG M C, INGRAFFIA R, DE SOUZA MACHADO A A. Microplastic incorporation into soil in agroecosystems[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2017, 8:1805.
- [120] DALKMANN P, BROZAT M, SIEBE C, et al. Accumulation of pharmaceuticals, *Enterococcus*, and resistance genes in soils irrigated with wastewater for zero to 100 years in central Mexico[J]. *PLoS One*, 2012, 7(9):e45397.
- [121] HUANG Y M, HE T, YAN M T, et al. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a subtropical urban environment[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 416:126168.
- [122] DE SOUZA MACHADO A A, KLOAS W, ZARFL C, et al. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems[J]. *Global Change Biology*, 2018, 24(4):1405–1416.
- [123] BORTHAKUR A, LEONARD J, KOUTNIK V S, et al. Inhalation risks of wind-blown dust from biosolid-applied agricultural lands: are they enriched with microplastics and PFAS?[J]. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 2022, 25:100309.
- [124] SILVA J A K, ŠIMŮNEK J, MCCRAY J E, et al. A modified HYDRUS model for simulating PFAS transport in the vadose zone [J]. *Water*, 2020, 12(10):2758.
- [125] URDIALES C, URDIALES-FLORES D, TAPIA Y, et al. Transport mechanisms of the anthropogenic contaminant sulfamethoxazole in volcanic ash soils at equilibrium pH evaluated using the HYDRUS-1D model[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2025, 487:137077.
- [126] GIANNOULI D D, ANTONOPOULOS V Z. Evaluation of two pesticide leaching models in an irrigated field cropped with corn[J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, 150:508–515.
- [127] RADOLINSKI J, LE H, HILAIRE S S, et al. A spectrum of preferential flow alters solute mobility in soils[J]. *Scientific Reports*, 2022, 12:4261.
- [128] AZEEM I, ADEEL M, AHMAD M A, et al. Uptake and accumulation of nano/microplastics in plants: a critical review[J]. *Nanomaterials*, 2021, 11(11):2935.
- [129] AZANU D, JØRGENSEN S E, DARKO G, et al. Antibiotic uptake by plant model[J]. *Environmental Modeling & Assessment*, 2020, 25(4):545–553.
- [130] XU X H, WEN B, HUANG H L, et al. Uptake, translocation and biotransformation kinetics of BDE-47, 6-OH-BDE-47 and 6-MeO-BDE-47 in maize (*Zea mays* L.)[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 208(Pt B):714–722.
- [131] CHEN Z L, CARTER L J, BANWART S A, et al. Multifaceted effects of microplastics on soil-plant systems: exploring the role of

- particle type and plant species[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 954:176641.
- [132] NYBOM I, BUCHELI T D, GARLAND G. Antibiotics uptake from soil and translocation in the plants – Meta-analysis[J]. *Chimia*, 2024, 78(4):209–214.
- [133] ROCHA D C, DA SILVA ROCHA C, SANTOS TAVARES D, et al. Veterinary antibiotics and plant physiology: an overview[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 767:144902.
- [134] ZHANG W, GIESY J P, WANG P L. Organophosphate esters in agro-foods: occurrence, sources and emerging challenges[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 827:154271.
- [135] WANG W F, RHODES G, GE J, et al. Uptake and accumulation of per- and polyfluoroalkyl substances in plants[J]. *Chemosphere*, 2020, 261:127584.
- [136] XU B T, QIU W H, DU J, et al. Translocation, bioaccumulation, and distribution of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in plants[J]. *iScience*, 2022, 25(4):104061.
- [137] AKHTER S, BHAT M A, HASHEM A, et al. Profiling of antibiotic residues in soil and vegetables irrigated using pharmaceutical-contaminated water in the Delhi stretch of the Yamuna River, India [J]. *Water*, 2023, 15(23):4197.
- [138] LI Y, ZHAO L, AN Y, et al. Bibliometric analysis and systematic review of the adherence, uptake, translocation, and reduction of micro / nanoplastics in terrestrial plants[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 906:167786.
- [139] WONG A E, TAYLOR G. Plants and microplastics: growing impacts in the terrestrial environment[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2025, 16:1666047.
- [140] YAO Y, WANG L L, PAN S F, et al. Can microplastics mediate soil properties, plant growth and carbon / nitrogen turnover in the terrestrial ecosystem? [J]. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2022, 8:2133638.
- [141] HUANG Y B, LI Z J. Assessing pesticides in the atmosphere: a global study on pollution, human health effects, monitoring network and regulatory performance[J]. *Environment International*, 2024, 187:108653.
- [142] BISWAS B, QI F J, BISWAS J K, et al. The fate of chemical pollutants with soil properties and processes in the climate change paradigm: a review[J]. *Soil Systems*, 2018, 2(3):51.
- [143] CUSWORTH S J, DAVIES W J, MCAINSH M R, et al. Agricultural fertilisers contribute substantially to microplastic concentrations in UK soils[J]. *Communications Earth & Environment*, 2024, 5:7.
- [144] NG E L, HUERTA LWANGA E, ELDRIDGE S M, et al. An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 627:1377–1388.
- [145] CYCOŃ M, MROZIK A, PIOTROWSKA-SEGET Z. Antibiotics in the soil environment: degradation and their impact on microbial activity and diversity[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2019, 10:338.
- [146] RIETRA R P J J, BERENDSEN B J A, MI-GEGOTEK Y, et al. Prediction of the mobility and persistence of eight antibiotics based on soil characteristics[J]. *Heliyon*, 2023, 10(1):e23718.
- [147] GAŁĄZKA A, JANKIEWICZ U. Endocrine disrupting compounds (nonylphenol and bisphenol A)–sources, harmfulness and laccase-assisted degradation in the aquatic environment[J]. *Microorganisms*, 2022, 10(11):2236.
- [148] SARFRAZ U, QIAN Y S, YU Q Q, et al. Microplastic effects on soil nitrogen storage, nitrogen emissions, and ammonia volatilization in relation to soil health and crop productivity: mechanism and future consideration[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2025, 16:1621542.
- [149] YU Y X, ZHANG Z H, XUE J T, et al. Polyethylene microplastic impairs soil gross nitrification and reduces fertilizer-derived nitrogen uptake in rice[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2025, 499:140145.
- [150] RAUSCHER A, MEYER N, JAKOBS A, et al. Biodegradable microplastic increases CO₂ emission and alters microbial biomass and bacterial community composition in different soil types[J]. *Applied Soil Ecology*, 2023, 182:104714.
- [151] SU P J, BU N S, LIU X Y, et al. Stimulated soil CO₂ and CH₄ emissions by microplastics: a hierarchical perspective[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2024, 194:109425.
- [152] BROWN L P, MURRAY R, SCOTT A, et al. Responses of the soil bacterial community, resistome, and mobilome to a decade of annual exposure to macrolide antibiotics[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2022, 88(8):e00316–e00322.
- [153] PARUS A, LISIECKA N, KLOZIŃSKI A, et al. Do microplastics in soil influence the bioavailability of sulfamethoxazole to plants? [J]. *Plants*, 2025, 14(11):1639.
- [154] ZABOROWSKA M, WYSZKOWSKA J, BOROWIK A, et al. Bisphenol A: a dangerous pollutant distorting the biological properties of soil[J]. *International Journal of Molecular Sciences*, 2021, 22(23):12753.
- [155] MÖHRKE A C F, HAEGERBAEUMER A, TRAUNSPURGER W, et al. Underestimated and ignored? The impacts of microplastic on soil invertebrates: current scientific knowledge and research needs [J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2022, 10:975904.
- [156] LU B H, WANG P F, HU J, et al. PFOS-induced alterations in phosphorus dynamics and soil microbial functions in wetlands[J]. *Journal of Environmental Management*, 2025, 391:126445.
- [157] KHAREL M, TIAN M Q, VU T, et al. PFAS in plant–biosolids–soil systems: distribution, fractionation, and effects on soil microbial communities[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2025, 497:139754.
- [158] SANA T, CHOWDHURY M I, LOGESHWARAN P, et al. Acute toxicological and behavioural effects of perfluorohexanoic acid (PFHxA) in the model nematode, *Caenorhabditis elegans*[J]. *Environmental Challenges*, 2025, 18:101103.
- [159] CHIA R W, LEE J Y, JANG J, et al. Soil health and microplastics: a review of the impacts of microplastic contamination on soil properties[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2022, 22(10):2690–2705.
- [160] ZHANG Z K, ZHAO L, JIN Q W, et al. Combined contamination of microplastic and antibiotic alters the composition of microbial community and metabolism in wheat and maize rhizosphere soil[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 473:134618.
- [161] ZHAO J, DUAN G L, CHANG J, et al. Co-exposure to cyazofamid and polymyxin E: variations in microbial community and antibiotic resistance in the soil–animal–plant system[J]. *Environmental Research*, 2025, 273:121160.

- [162] YI M L, ZHOU S H, ZHANG L L, et al. The effects of three different microplastics on enzyme activities and microbial communities in soil [J]. *Water Environment Research*, 2021, 93(1):24–32.
- [163] SHAHID M, SINGH U B. The ecological hazards of profenofos revealed by soil beneficial-bacteria, plant seedlings, and plasmid nicking assays: a short-term toxicity investigation[J]. *Plant Stress*, 2024, 14:100577.
- [164] ZHOU B, ZHENG X Q, ZHU Z Y, et al. Effects of fertilizer application on phthalate ester pollution and the soil microbial community in plastic-shed soil on long-term fertilizer experiment [J]. *Chemosphere*, 2022, 308:136315.
- [165] WU E H, WANG K, ZHOU J Q, et al. Fatty acid metabolic impairment in soil microbes induced by PFAS: dependence on the fluorocarbon chain length, headgroups, and ether attached[J]. *Environmental Science & Technology*, 2025, 59(11):5452–5462.
- [166] CHEN H B, CHEN X X, DING P, et al. Photoaging enhances combined toxicity of microplastics and tetrabromobisphenol A by inducing intestinal damage and oxidative stress in *Caenorhabditis elegans*[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 912:169259.
- [167] HE C J, ZHANG S, HOU J, et al. Nanoplastics enhance florfenicol toxicity by disturbing detoxification and metabolic processes in nematodes[J]. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 2025, 27(9):2955–2967.
- [168] MA T T, PAN X, WANG T T, et al. Toxicity of per- and polyfluoroalkyl substances to nematodes[J]. *Toxics*, 2023, 11(7):593.
- [169] QIN C, LU C X, LU C, et al. Toxicological effects of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) on earthworms: progress and prospects[J]. *Applied Soil Ecology*, 2025, 206:105853.
- [170] ZHU Y, ZHANG J Y, LIU Y X, et al. Environmentally relevant concentrations of the flame retardant tris (1, 3-dichloro-2-propyl) phosphate inhibit the growth and reproduction of earthworms in soil [J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2019, 6(5):277–282.
- [171] SIMBANEGAVI T T, MAKUVARA Z, MARUMURE J, et al. Are earthworms the victim, facilitator or antidote of antibiotics and antibiotic resistance at the soil-animal-human interface? A one-health perspective[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 945:173882.
- [172] WANG L, PENG Y W, XU Y L, et al. Earthworms' degradable bioplastic diet of polylactic acid: easy to break down and slow to excrete[J]. *Environmental Science & Technology*, 2022, 56(8):5020–5028.
- [173] PARENTE C E, OLIVEIRA DA SILVA E, SALES JÚNIOR S F, et al. Fluoroquinolone-contaminated poultry litter strongly affects earthworms as verified through lethal and sub-lethal evaluations[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, 207:111305.
- [174] LI M G, HA B J, LI Y C, et al. Toxicological impacts of microplastics on virulence, reproduction and physiological process of entomopathogenic nematodes[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2024, 273:116153.
- [175] ZHANG S W, REN S, PEI L, et al. Ecotoxicological effects of polyethylene microplastics and ZnO nanoparticles on earthworm *Eisenia fetida*[J]. *Applied Soil Ecology*, 2022, 176:104469.
- [176] XIAO X, ZHANG X W, ZHANG C Q, et al. Toxicity and multigenerational effects of bisphenol S exposure to *Caenorhabditis elegans* on developmental, biochemical, reproductive and oxidative stress[J]. *Toxicology Research*, 2019, 8(5):630–640.
- [177] ESSID N, FAIZA M, HEDFI A, et al. Toxicity of synthetic endocrine disrupting compounds on meiofauna: estradiol benzoate as a case study[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 286:117300.
- [178] MØLLER P, AZQUETA A, BOUTET-ROBINET E, et al. Minimum Information for Reporting on the Comet Assay (MIRCA): recommendations for describing comet assay procedures and results [J]. *Nature Protocols*, 2020, 15(12):3817–3826.
- [179] GUO S Q, MU L, SUN S, et al. Concurrence of microplastics and heat waves reduces rice yields and disturbs the agroecosystem nitrogen cycle[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 452:131340.
- [180] LIU Y, CHU J C, CHENG L, et al. Conventional microplastics pose higher short-term risks to crop growth than biodegradable alternatives: evidences from a two-year field trial[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2025, 534:147067.
- [181] CHU J C, ZHOU J, WANG Y, et al. Field application of biodegradable microplastics has no significant effect on plant and soil health in the short term[J]. *Environmental Pollution*, 2023, 316(Pt 1):120556.
- [182] GAO H H, YAN C R, LIU Q, et al. Effects of plastic mulching and plastic residue on agricultural production: a Meta-analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 651(Pt 1):484–492.
- [183] CARBALLO M, RODRÍGUEZ A, DE LA TORRE A. Phytotoxic effects of antibiotics on terrestrial crop plants and wild plants: a systematic review[J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2022, 82(1):48–61.
- [184] SHAHID M, KHAN M S, AHMED B, et al. Physiological disruption, structural deformation and low grain yield induced by neonicotinoid insecticides in chickpea: a long term phytotoxicity investigation[J]. *Chemosphere*, 2021, 262:128388.
- [185] ZHANG L, SUN H W, WANG Q, et al. Uptake mechanisms of perfluoroalkyl acids with different carbon chain lengths (C2–C8) by wheat (*Triticum aestivum* L.) [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 654:19–27.
- [186] BRUSSEAU M L, ANDERSON R H, GUO B. PFAS concentrations in soils: background levels versus contaminated sites[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 740:140017.
- [187] ZHANG Z Q, CUI Q L, CHEN L, et al. A critical review of microplastics in the soil-plant system: distribution, uptake, phytotoxicity and prevention[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 424:127750.
- [188] PROCHÁZKOVÁ P, MÁCOVÁ S, AYDİN S, et al. Effects of biodegradable P3HB on the specific growth rate, root length and chlorophyll content of duckweed, *Lemna minor*[J]. *Heliyon*, 2023, 9(12):e23128.
- [189] LIU B S, WANG S L, REN J Y, et al. Impacts of non-spherical polyethylene nanoplastics on microbial communities and antibiotic resistance genes in the rhizosphere of pea (*Pisum sativum* L.): an integrated metagenomic and metabolomic analysis[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2025, 500:140425.

- [190] COSTELLO M C S, LEE L S. Sources, fate, and plant uptake in agricultural systems of per- and polyfluoroalkyl substances[J]. *Current Pollution Reports*, 2024, 10(4):799–819.
- [191] TANG K H D, ZHOU J. Ecotoxicity of biodegradable microplastics and bio-based microplastics: a review of *in vitro* and *in vivo* studies [J]. *Environmental Management*, 2025, 75(3):663–679.
- [192] YANG L Y, YANG W T, LI Q H, et al. Microplastics in agricultural soils: sources, fate, and interactions with other contaminants[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2025, 73(21):12548–12562.
- [193] ZHANG Y, ZOU D D, JI Y, et al. The combined effect of microplastics and tetracycline on soil microbial communities and ARGs[J]. *Environmental Pollution*, 2025, 378:126482.
- [194] 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.
- [195] TANG K H D. Combined toxicity of microplastics and antimicrobials on animals: a review[J]. *Antibiotics*, 2025, 14(9):121235.
- [196] ALI ISHAQUE A T. Separate and joint effects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and polychlorinated biphenyls (PCB) on aromatase CYP19A transcription level in Atlantic tomcod (microgadus tomcod) [J]. *Journal of Marine Science: Research & Development*, 2014, 4(3):1.
- [197] KAYAL A, MANDAL S. Microbial degradation of antibiotic: future possibility of mitigating antibiotic pollution[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2022, 194(9):639.
- [198] ZHAO K, SI T T, LIU S H, et al. Co-metabolism of microorganisms: a study revealing the mechanism of antibiotic removal, progress of biodegradation transformation pathways[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 954:176561.
- [199] BARBER J L, SWEETMAN A J, VAN WIJK D, et al. Hexachlorobenzene in the global environment: emissions, levels, distribution, trends and processes[J]. *Science of the Total Environment*, 2005, 349(1/2/3):1–44.
- [200] QIAN X, GU J, SUN W, et al. Diversity, abundance, and persistence of antibiotic resistance genes in various types of animal manure following industrial composting[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 344:716–722.
- [201] ZHANG S Q, YANG P, XIA J, et al. Land use/land cover prediction and analysis of the middle reaches of the Yangtze River under different scenarios[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 833:155238.
- [202] CHEN Z, ZHAO W Q, XING R Z, et al. Enhanced *in situ* biodegradation of microplastics in sewage sludge using hyperthermophilic composting technology[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 384:121271.
- [203] PATEL A K, SINGHANIA R R, PAL A, et al. Advances on tailored biochar for bioremediation of antibiotics, pesticides and polycyclic aromatic hydrocarbon pollutants from aqueous and solid phases[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 817:153054.
- [204] CUSUMANO G, FLORES G A, VENANZONI R, et al. Green solutions to a growing problem: harnessing plants for antibiotic removal from the environment[J]. *Antibiotics*, 2025, 14(10):1031.
- [205] CUI E P, CUI B J, FAN X Y, et al. Ryegrass (*Lolium multiflorum* L.) and Indian mustard (*Brassica juncea* L.) intercropping can improve the phytoremediation of antibiotics and antibiotic resistance genes but not heavy metals[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 784:147093.
- [206] LÜ H X, HUANG Y H, LI Q F, et al. Degradation efficiency for phthalates and cooperative mechanism in synthetic bacterial consortium and its bioaugmentation for soil remediation[J]. *Environmental Pollution*, 2025, 378:126481.
- [207] GUO X Y, ZHANG X X, CHEN J, et al. Identification of a PFAS hyperaccumulator and elucidation of its translocation mechanism for sustainable phytoremediation[J]. *Nature Communications*, 2025, 16:10283.
- [208] CHANDEL R, SINGH L, KHAN N A, et al. Microbial remediation of microplastic-contaminated soil, focusing on mechanisms, benefits, and research gaps[J]. *npj Emerging Contaminants*, 2025, 1:14.
- [209] RAI P K, LEE J, BROWN R J C, et al. Micro- and nano-plastic pollution: behavior, microbial ecology, and remediation technologies [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 291:125240.
- [210] MCCORQUODALE-BAUER K, GROSSHANS R, ZVOMUYA F, et al. Critical review of phytoremediation for the removal of antibiotics and antibiotic resistance genes in wastewater[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 870:161876.
- [211] LIU L H, YUAN T, ZHANG J Y, et al. Diversity of endophytic bacteria in wild rice (*Oryza meridionalis*) and potential for promoting plant growth and degrading phthalates[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 806:150310.
- [212] HUANG X, LIU C X, LI K, et al. Performance of vertical up-flow constructed wetlands on swine wastewater containing tetracyclines and *tet* genes[J]. *Water Research*, 2015, 70:109–117.
- [213] CHEN S M, CHENG J, LIU B L, et al. A novel *Bacillus velezensis* strain with the ability to simultaneously biodegrade polystyrene microplastics and fungicide carbendazim[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2025, 495:138860.
- [214] LÜ H X, MO C H, ZHAO H M, et al. Soil contamination and sources of phthalates and its health risk in China: a review[J]. *Environmental Research*, 2018, 164:417–429.
- [215] SONG X L, SUN Y H, YANG S, et al. Exogenous melatonin application alleviates microplastics and cadmium-induced phytotoxicity in maize (*Zea mays* L.) plants: insights from physiological and metabolomic analyses[J]. *Journal of Pineal Research*, 2025, 77(6):e70091.
- [216] LIU B, LI R J, ZHUANG H R, et al. Effects of polystyrene microplastics on the phenylpropane metabolic pathway in cucumber plants[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2024, 220:105671.

(责任编辑:李丹)