



汤磊,胡元,袁一鑫,等. 干旱对微塑料生物降解的影响及优化策略[J]. 南京农业大学学报,2026,49(5):1101-1110.

Tang L, Hu Y, Yuan Y X, et al. Impact of drought on the biodegradation of microplastics and optimization strategies[J]. Journal of Nanjing Agricultural University, 2026, 49(5): 1101-1110.

观点

干旱对微塑料生物降解的影响及优化策略

汤磊*, 胡元, 袁一鑫, 王佳烁, 高彦征

(南京农业大学土壤有机污染控制与修复研究所, 江苏 南京 211800)

摘要: 塑料的广泛使用和不当处置导致了严重的土壤微塑料污染,其通过食物链在人体内持续积累威胁人类健康。微生物具有生态友好性和降解专一性,及优异的微塑料污染修复潜力。微塑料生物降解过程易受土壤湿度影响。当前,全球干旱事件发生的频率和强度正逐年递增,对土壤污染的生物修复过程构成新的挑战。极端干旱条件显著抑制微生物代谢和酶的扩散,从而降低微塑料的生物降解效能。有研究表明,一定条件下的适度干旱会通过选择性富集耐旱微生物、诱导特定降解酶的表达等方式形成独特的降解机制。阐明干旱条件下微塑料生物降解过程的差异性及其作用机制,并提出针对性的优化调控策略,对于应对全球气候变化加剧背景下的土壤污染治理具有重要意义。本文围绕干旱条件下微塑料微生物降解过程,系统阐述了干旱胁迫对其影响机制的研究进展,重点解析了微生物群落结构与功能响应特征,以及耐旱微生物资源的挖掘与利用现状,归纳并评述了提升干旱条件下微塑料生物降解效率的主要策略,包括天然耐旱微生物资源筛选、耐旱工程菌株构建及合成微生物群落设计等。同时,总结了当前技术的局限性,并提出了未来的改进方向,以期干旱环境中微塑料污染的生物修复提供理论支撑与技术参考,也为其他有机污染物在干旱胁迫下的生物降解研究提供借鉴。

关键词: 微塑料;微生物降解;干旱;耐旱微生物;工程菌株

中图分类号: X53

文献标志码: A

文章编号: 1000-2030(2026)05-1101-10

Impact of drought on the biodegradation of microplastics and optimization strategies

TANG Lei*, HU Yuan, YUAN Yixin, WANG Jiashuo, GAO Yanzheng

(Institute of Organic Contaminant Control and Soil Remediation, Nanjing Agricultural University, Nanjing 211800, China)

Abstract: The widespread use and improper disposal of plastics led to severe soil microplastic pollution, which poses a threat to human health through continuous accumulation in the human body via the food chain. Microorganisms, with their eco-friendliness and degradation specificity, exhibited excellent potential for microplastic pollution remediation. The biodegradation process of microplastics was susceptible to soil moisture conditions. Currently, the frequency and intensity of global drought events increased annually, posing new challenges to the bioremediation of soil pollution. Extreme drought conditions significantly inhibited microbial metabolism and enzyme diffusion, thereby reducing the biodegradation efficiency of microplastics. Studies have shown that moderate drought under certain conditions can form unique degradation mechanisms by selectively enriching drought-tolerant microorganisms and inducing the expression of specific degrading enzymes. Clarifying the differences in microplastic biodegradation processes under drought conditions and their mechanisms, and proposing targeted optimization strategies, are of great significance for addressing soil pollution control in the context of intensifying global climate change. This article focuses on the microbial degradation process of microplastics under drought conditions, systematically reviews the research progress on the impact mechanisms of drought stress, analyzes the characteristics of microbial community structure and functional responses, and the current status of excavation and utilization of drought-tolerant microbial resources, summarizes and reviews the main strategies to improve the biodegradation efficiency of microplastics under drought conditions, including screening of natural drought-tolerant microbial resources, construction of drought-tolerant engineered strains, and design of synthetic microbial communities. At the same time, it summarizes the limitations of current technologies and proposes future improvement directions, aiming to provide theoretical support and technical reference for the bioremediation of microplastic pollution in arid environments, and offer insights for the biodegradation research of other organic pollutants under drought stress.

Keywords: microplastics; microbial degradation; drought; drought-tolerant microorganisms; engineered strains

收稿日期: 2026-05-04

基金项目: 国家自然科学基金项目(42507036, U22A20590, 42430703); 中国博士后科学基金面上资助项目(2024M761444); 江苏省卓越博士后计划项目(2025ZB619)

作者简介: 汤磊, 讲师, 研究方向为土壤有机污染修复, E-mail: tanglei@njau.edu.cn. * 通信作者。

塑料因质量轻、耐用且生产成本低廉,自发明以来已在众多领域获得广泛应用^[1]。研究表明,截至2025年底,全球塑料消费量累计已达50亿吨^[2]。在多种环境因素作用下,塑料逐渐降解为微小颗粒,汤普森等^[3]将直径小于5 mm的微小塑料颗粒定义为微塑料(microplastics, MP)。随着塑料在环境中长期累积,大量微塑料不断生成,通过受污染的土壤及水生系统进入生物体内,并在食物链中发生生物累积,威胁人体健康。除自身毒性外,微塑料还可作为载体复合其他污染物,进一步加剧其综合生态影响^[4]。研究显示,全球绝大部分塑料垃圾(79%)最终被填埋或泄漏至自然环境中,而回收和焚烧的比例分别仅为9%和12%^[5]。填埋和焚烧均为非理想的塑料垃圾管理方式。填埋不仅占用大量土地资源,还会长期削弱土壤肥力,阻碍土地可持续利用。焚烧虽能完全去除微塑料,但存在二次污染风险^[6-9]。微生物介导的生物降解因其既能彻底去除传统塑料与微小塑料颗粒,又可避免二次污染,作为一种替代性废物管理策略正受到广泛关注。

微塑料的微生物降解是指微生物通过分泌特定酶,将微塑料聚合物逐步裂解并最终转化为二氧化碳、水和生物质等化合物的过程。湿度是制约微塑料生物降解技术进展的关键决定因素之一^[10]。适度干旱可选择性地富集耐旱的微塑料降解微生物,重塑细菌群落的多样性与丰度。但在绝大多数情形下,干旱可使天然PET降解酶(如PETase)因脱水而失活,降低非耐旱菌株的降解能力,甚至通过减少功能类群的丰度破坏微生物群落结构^[11]。总体而言,适度干旱可提高部分微塑料降解微生物的活性与效率,但在多数实际场景中干旱更有可能抑制微生物降解过程^[12-15]。此外,在全球变暖背景下,干旱及持续性缺水等极端水文事件的持续时间和发生频率不断增加^[16]。近期研究表明,多个国家发生极端干旱及高温事件的概率显著上升^[17]。气候变化导致的全球干旱趋势显著加剧可能对微塑料的微生物降解产生重大影响。

为深入揭示干旱环境对微塑料微生物降解的影响这一复杂谜题,本文全面综述了相关降解机制、关键微生物类群,以及在干旱条件下的降解途径与效率。在此基础上,文章进一步探讨了应对干旱挑战的多角度优化策略,旨在为发展高效且适应性强的微塑料生物降解技术提供理论支撑,期望为极端干旱环境中微塑料微生物降解领域提供系统的理论见解与实践参考。

1 微塑料生物降解的生物学基础

1.1 微塑料微生物降解机制

微生物降解微塑料是一个多环节协同的连续过程^[18]。微塑料种类繁多,不同聚合物的化学键结构、结晶度和疏水性差异显著,其微生物降解机制并非单一模式。不同微塑料的降解机制虽各具特点,但其降解过程在操作层面上可拆解为5个环节:附着、生物膜形成、酶促解聚、转运与矿化,差异性主要体现在酶促解聚阶段。其中,酶促解聚阶段的酶系统与作用方式因聚合物类型而异,是该机制差异的核心所在。

微生物首先通过物理与化学作用附着于微塑料表面^[19],并分泌胞外聚合物(EPS)形成生物膜,从而增强附着稳定性并改变微塑料的表面性质^[20-21]。降解的核心为酶促解聚,其机制因聚合物化学结构而异:碳链骨架聚合物如聚乙烯(PE)、聚丙烯(PP)、聚苯乙烯(PS)的主链仅由C—C键构成,缺乏可被水解酶识别的酯键或酰胺键^[22],其降解依赖氧化还原酶如漆酶、过氧化物酶、单加氧酶在聚合物链上引入羟基、羰基或羧基等含氧官能团,降低其疏水性和分子质量,从而破坏结晶区,为后续水解创造前提;可水解聚合物的主链含有酯键或酰胺键等,如聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)、聚氨酯(PU)、聚乳酸(PLA)、聚己二酸-对苯二甲酸丁二醇酯(PBAT)^[23],可被水解酶如酯酶、角质酶、蛋白酶、脂肪酶直接切割为低聚物和单体。氧化酶引入含氧官能团后,水解酶可进一步将聚合物链切割为较小的单元^[24-26]。产生的小分子化合物随后被转运至细胞内^[27],通过 β -氧化和三羧酸循环等途径矿化,生成能量及终产物。有氧条件下,终产物为二氧化碳和水;厌氧条件下则为甲烷和氨^[28-31](图1)。

细菌与真菌的降解过程均涉及附着、生物膜形成和酶促分解,但二者的代谢途径与产物存在差异。细菌协同利用表面结合酶与胞内酶,而真菌主要依赖胞外酶,导致代谢产物不同^[32-34]。此外,降解效率受微塑料性质、微生物类型及环境条件共同影响。

1.2 参与降解的微生物种类

1.2.1 细菌 细菌是土壤中最主要的微塑料降解类群。细菌降解微塑料的过程通常始于细菌附着于微塑料表面,进而形成生物膜^[35]。生物膜形成后,细菌通过分泌的特定酶将聚合物长链裂解,从而实现有针对性的聚乙烯(PE)降解^[36]。不同细菌类群的耐旱性差异极大,其中芽胞杆菌属和假单胞菌属是干旱环

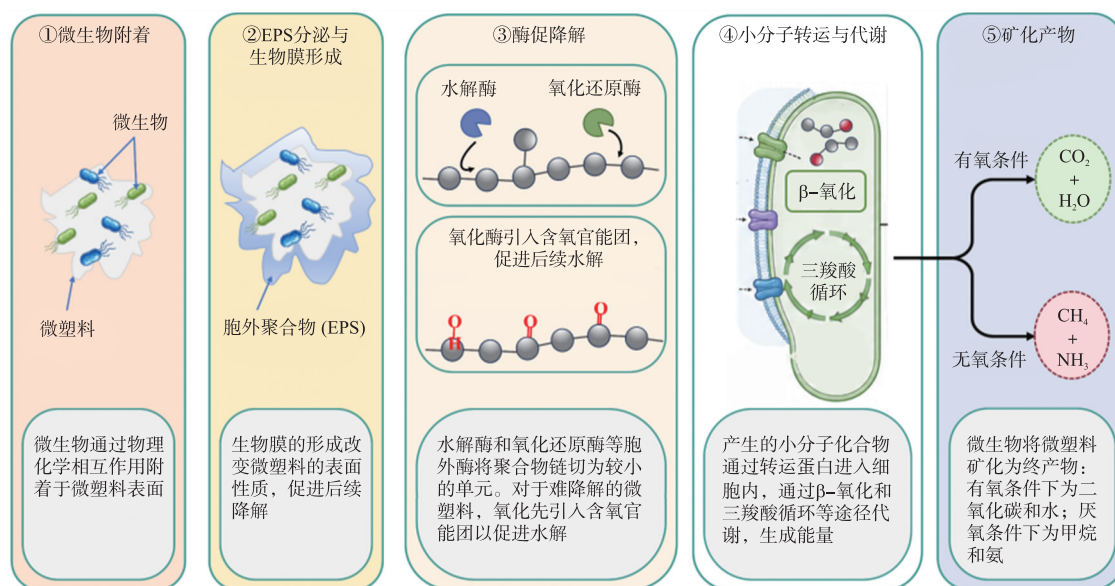


图1 微生物降解微塑料机制示意图

Fig. 1 Schematic diagram of microbial degradation mechanism of microplastics

境中常见的耐旱优势类群,约占微塑料生物降解的细菌类群的21%^[37-38]。芽胞杆菌属能形成抗逆性极强的芽胞,在长期干旱时进入休眠状态,遇水后快速复苏;假单胞菌属虽不产芽胞,但凭借广泛的底物谱和较强的渗透调节能力,在轻度至中度干旱条件下仍可降解多种微塑料^[39]。此外,生活在极端环境中的细菌,可能具有微塑料生物降解的功能适应性。因此,细菌是干旱环境微塑料污染生物修复中极具潜力的功能类群。

1.2.2 真菌 真菌在微塑料降解方面表现出显著优势。与细菌相比,真菌通常对结构复杂的聚合物表现出更强的降解能力。其分泌的疏水蛋白可增强与微塑料疏水表面的附着能力,并且丝状菌丝可深入穿透底物,同时分泌胞外消化酶将微塑料解聚为较小分子,便于后续吸收与代谢^[40]。以聚氨酯(PU)为例,该聚合物因含稳定酯键而难以被多数细菌降解,但三线镰孢菌(*Fusarium tricinctum*)对其显示出更高的降解效率^[41]。除降解能力外,真菌相较于细菌还具有底物特异性低、pH 适应范围宽的特点^[42],更能适应干旱土壤复杂多变的环境条件。这有望进一步增强其在季节性干旱农田、半干旱草原等生境中作为微塑料修复工具的适用性。

1.2.3 藻类 除细菌和真菌外,藻类与蓝细菌也被证实具有一定的微塑料降解能力,其主要通过分泌胞外聚合物(EPS)及特异性酶类裂解聚合物链^[43-44]。此外,作为光合自养生物,其生长代谢无需以微塑料为唯一碳源,理论上可降低修复过程的营养添加成本^[45]。但藻类和蓝细菌介导的微塑料降解主要发生在水体环境中,并且对水分的绝对需求使其在干旱土壤中几乎不具备应用价值。因此,后续讨论将聚焦于耐旱细菌与真菌。

2 干旱对微塑料生物降解的影响机制

2.1 干旱胁迫与微生物水分适应性分类

本文采用联合国粮农组织(FAO)标准界定干旱,即土壤水分持续供给不足以满足微生物及植物正常生长代谢的水分胁迫状态。为明确不同干旱强度的差异,依据土壤水活度进行等级划分:水活度0.80~0.90为轻度干旱,0.75~0.80为中度干旱,低于0.75为极端干旱^[46]。其中,水活度是相同温压条件下体系水汽压与纯水水汽压的比值,可精准表征土壤中微生物可利用的有效水分水平,是判定微生物水分适应特征的核心指标。

依据微生物的最适生长湿度范围,可将其划分为四类生态类型^[47],见表1。不同类型对水分的依赖程度差异显著,其典型生境与优势功能类群也呈现出清晰的生态分异。

2.2 干旱对微生物的双重影响

干旱既可促进也可抑制微塑料的生物降解,两种作用强度随干旱程度的变化而改变,从而使降解效率

呈现出先升高后降低的单峰分布特征。这一现象在不同微塑料类型和土壤生境中均具有普遍性。

表 1 微生物水分适应性分类

Table 1 Microbial water activity adaptation classification

微生物类群 Microbial groups	最适水活度 Optimum water activity	典型生境 Typical habitat	优势功能类群 Dominant functional groups
嗜水菌 Hydrophilic bacteria	>0.90	淡水、湿润土壤 Freshwater, moist soil	假单胞菌属 <i>Pseudomonas</i>
兼性嗜水菌 Facultative hydrophilic bacteria	0.80~0.90	农田、林地土壤 Farmland, forest soil	芽胞杆菌属 <i>Bacillus</i>
嗜干菌 Xerophilic bacteria	0.75~0.80	半干旱草原、盐碱地 Semi-arid grassland, saline-alkali land	链霉菌属 <i>Streptomyces</i>
极嗜干菌 Extremely xerophilic bacteria	<0.75	沙漠、戈壁 Desert, gobi	放线菌门 Actinobacteria

在轻度干旱(水活度 0.80~0.90)条件下,促进效应占据主导地位。研究表明,适度干旱可通过选择性富集耐旱微生物,诱导特定降解酶的表达,形成不同于湿润条件下的降解机制^[48]。此时,土壤通气性改善,有利于好氧降解菌的生长与代谢^[49]。并且干旱还会抑制生长快但耐旱性弱的嗜水性微生物,为兼性嗜水类群腾出了生态位,并使芽胞杆菌属和假单胞菌属成为优势菌群,而这两类菌正是土壤中最主要的微塑料降解功能类群^[50]。多项研究表明,干旱胁迫可通过重塑土壤微生物群落结构与功能基因表达,对微塑料的生物降解过程产生显著影响,表现为降解速率的提高或降低,具体效应因干旱强度、聚合物类型及环境条件而异^[15,51-52]。这一结果表明,在适宜水活度范围内适当降低水分条件,不仅可能促进微生物代谢,还可能上调与降解过程相关的功能基因表达。这一阶段,抑制效应表现微弱,整体降解效率较适宜湿度条件有所提升。干旱对微生物的双重影响见图 2。

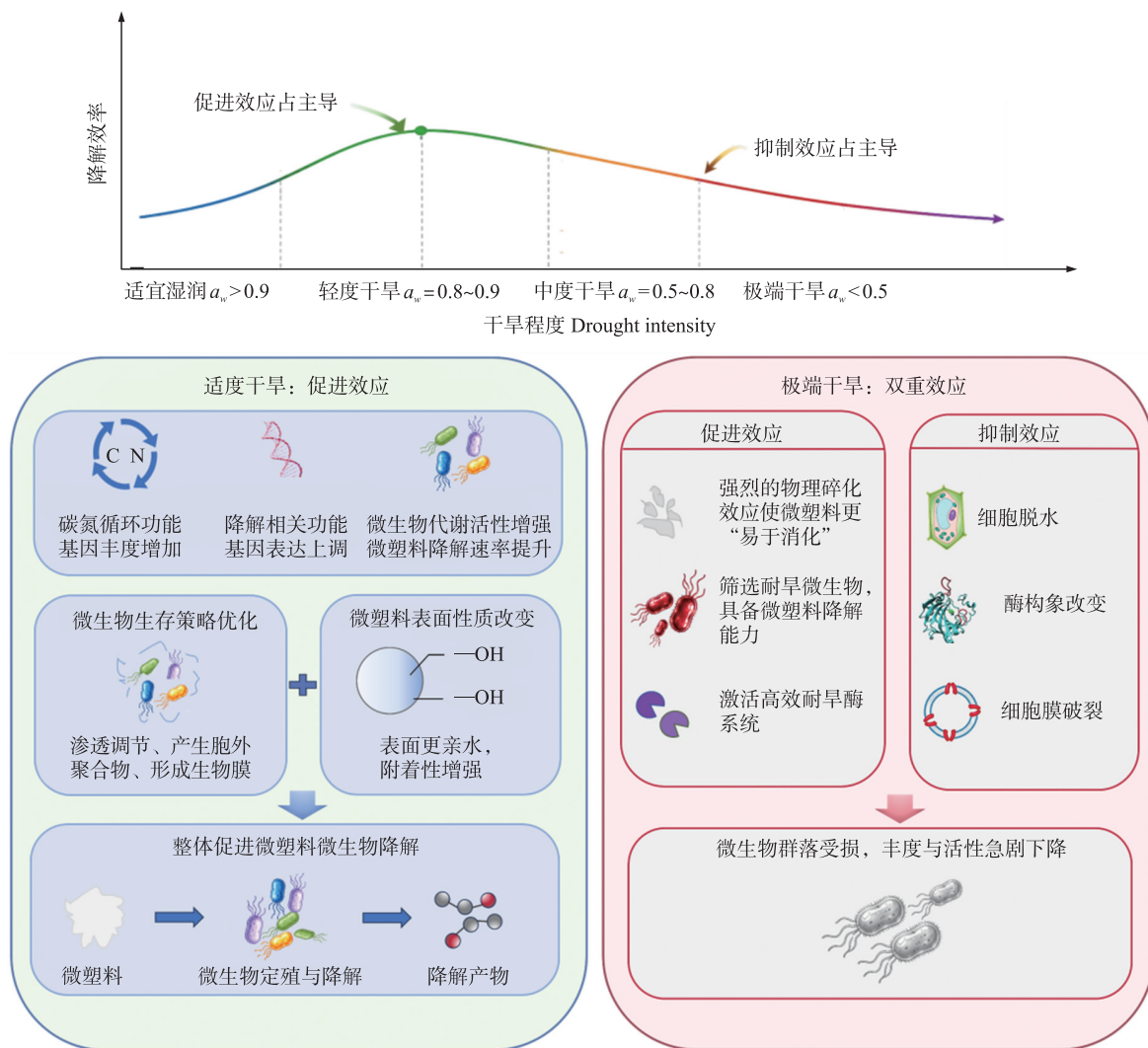


图 2 干旱对微生物的双重影响示意图

Fig. 2 Schematic diagram of the dual effects of drought on microorganisms

随着干旱胁迫进一步加剧,正向促进效应不断减弱,抑制作用逐步成为主导因素。从图2可知,持续的水分亏缺会从多个层面同时削弱微塑料的生物降解能力。一方面,干旱引发的脱水环境会使降解酶的空间构象发生改变而失活,大幅削弱非耐旱菌株的降解能力^[15];另一方面,水分缺失破坏微塑料表面连续水膜环境,阻碍微生物迁移附着与生物膜正常发育^[53]。此外,长期干旱还会促使微塑料发生物理老化,分子链排布更加规整,结构趋于致密,耐酶解能力增强^[54-55]。多重不利条件叠加下,微塑料微生物降解进程被明显阻滞,降解效率呈现持续下降趋势。极端干旱阶段的作用机制更为复杂。暴露于超过微生物耐受下限的干旱条件下,微生物细胞将出现脱水、细胞膜破裂等一系列损伤,最终导致细胞死亡,微生物丰度与整体活性急剧下降^[56-57]。从另一角度来看,极端干旱在抑制生物代谢的同时,其强烈的物理应力(如干湿交替、热胀冷缩)会显著改变微塑料表面形态与结构特征(如产生微裂纹、增大比表面积),从物理层面上使其更易被微生物分解利用。同时,从极端环境下可筛选出具备微塑料降解能力的耐旱微生物,并激活高效的耐旱酶系统,客观上为后续可降解潜力的提升提供了可能。

2.3 干旱抑制微塑料生物降解的关键机制

干旱对微塑料生物降解的抑制是多因素共同作用的结果。水分不足首先会改变微塑料表面的水合状态,使聚乙烯(PE)等疏水性微塑料表面的水膜难以形成或维持,进而阻碍微生物在其表面的定殖和生物膜形成^[50,58]。当土壤含水率低于田间持水量的60%时,微塑料表面的生物膜形成速率显著下降,降解过程从界面环节开始受阻。与此同时,各类降解酶对土壤湿度条件依赖性较强,干旱易造成酶空间构象发生改变而发生脱水失活,不仅直接削弱催化能力,还会限制胞外酶在土壤孔隙中的扩散效率,降低酶与微塑料底物的接触机会,从酶解层面制约降解反应正常进行。此外,持续干旱会显著扰动土壤微生物群落组成,减少微塑料降解功能类群的丰度,破坏原有群落结构稳定性,使非耐旱菌株代谢活性大幅下降甚至消亡,即便耐旱微生物可通过自身渗透调节维持基本生存,但其代谢水平与产酶能力仍受到明显抑制。干旱还可改变微塑料自身理化性质,湿度降低致使塑料分子链流动性减弱、结构趋于致密,长期干旱老化进一步提升结晶度,形成更耐酶解的稳定微观结构,基质自身可降解性显著降低。综上,干旱通过界面附着受阻、降解酶活性衰减、微生物群落结构失衡及微塑料自身耐降解特性增强多重途径叠加,共同抑制土壤中微塑料的微生物降解进程。

2.4 干旱胁迫下的差异化响应特征

不同微生物类群在干旱胁迫下的微塑料降解功能呈现出明显的分化趋势。根据2.1节的微生物水分适应性分类,四类微生物对干旱胁迫的响应呈现出清晰的耐旱性梯度特征:水分充足时,嗜水菌(如假单胞菌属)凭借快速生长和高效代谢成为降解微塑料的优势类群,但水活度降至0.8以下后,其降解能力几乎完全丧失。兼性嗜水菌(如芽胞杆菌属)在轻度至中度干旱条件下转为优势,它们能够通过形成芽胞抵御严重脱水,待水分条件稍有好转即可快速复苏,且分泌的水解酶在低水活度下仍保留部分活性,因此在0.75~0.85的水活度区间内成为微塑料降解的主要贡献者。嗜干菌和极嗜干菌(如链霉菌属及部分放线菌)在湿润条件下降解效率较低,但可通过分泌胞外多糖、累积相容性溶质等方式抵御脱水损伤,同时其降解酶具有更强的耐旱特性,在极端干旱环境中展现出独特优势。已有研究证实,从沙漠土壤中分离的链霉菌株能够降解聚乙烯或聚氨酯^[59-60]。上述功能分化表明,干旱环境中的微塑料降解主要由耐旱菌主导,其降解机制可能与湿润条件下存在明显差异。

3 耐旱微塑料降解的微生物资源

3.1 荒漠环境微生物

戈壁滩、干旱盐碱地等荒漠环境是降解微塑料耐旱微生物的重要天然资源库。An等^[56]采用16S rRNA基因测序技术,对中国塔克拉玛干沙漠沙丘顶部的表层沙土进行了微生物群落组成分析。测序结果显示,该极端干旱环境中存在多种具备微塑料降解潜力的微生物类群,包括链霉菌属(*Streptomyces*)、拟杆菌门(*Bacteroidetes*)、变形菌门(*Proteobacteria*)、放线菌门(*Actinobacteria*)及厚壁菌门(*Firmicutes*)等。这些微生物通常具有厚壁结构、高效渗透调节系统以及多样化的胞外酶系统,在低湿度的极端干旱条件下仍能维持代谢活性。因此,它们是研究干旱环境中微塑料生物降解问题的宝贵资源。

3.2 农业干旱环境微生物

除天然耐旱微生物外,部分干旱农业过程也可富集具备微塑料降解能力的微生物类群。在对于旱农

田土壤系统的调查中,唐云强等^[61]从长期覆盖 PE 地膜的农田土壤中筛选出具有 PE 降解功能的菌株,并鉴定出其中起关键作用的降解酶。获得的 3 株 PE 降解菌(PE3.3、PE8.3 及 PE9.1)分别被鉴定为星状诺卡氏菌(*Nocardia asteroides*)、解淀粉芽胞杆菌(*Bacillus amyloliquefaciens*)和赖氨酸芽胞杆菌(*Lysinibacillus* sp.)。在以 PE 地膜为唯一碳源的液体培养体系中,上述菌株均能在地膜表面附着生长。降解 30 d 后,菌株 PE3.3、PE8.3 和 PE9.1 引起的 PE 地膜失重率分别为 1.15%、0.66% 和 2.05%。

4 干旱条件下微塑料降解优化策略与应用

4.1 干旱环境微生物修复的核心瓶颈

基于前述干旱抑制机制的分析,干旱环境下微塑料生物修复的核心瓶颈可归纳为 3 个相互关联的层面:一是界面对接触瓶颈,水膜断裂导致微生物附着困难、胞外酶扩散受限,酶与底物的有效接触概率大幅降低;二是功能活性瓶颈,降解酶因脱水失活、微生物能量代谢转向胁迫响应,降解相关功能表达显著下调;三是系统稳定性瓶颈,单一菌株难以适应干旱波动,天然群落功能冗余度低,长期修复过程中易发生功能衰退。这些瓶颈相互叠加,导致常规生物修复技术在干旱区的应用效果大幅下降,亟需针对性的优化策略。

4.2 优化策略与案例解析

4.2.1 天然耐旱微生物资源筛选 耐旱菌广泛存在于自然环境中,包括沙漠、干旱与半干旱草原、石漠化地区、盐碱地等,也分布于农业干旱区域,例如中国西北部的旱作农田、季节性干旱农田、盐碱化农田及水土流失区。除干旱环境外,塑料垃圾填埋场同样被视为耐旱型微塑料降解微生物的重要来源。在旱作或干湿交替条件下,土壤通气性改善,有利于放线菌、部分担子菌等好氧微生物的富集,从而促进有机质分解与养分释放^[46,62]。因此,在筛选具有微塑料降解潜力的耐旱菌群时,应优先关注上述环境,并随后开展干旱条件下的降解试验以验证其实际性能。

唐云强^[61]从我国北方长期覆盖 PE 地膜的旱作农田土壤中筛选出 3 株具有 PE 降解功能的耐旱菌株,分别是星状诺卡氏菌 PE3.3、解淀粉芽胞杆菌 PE8.3 和赖氨酸芽胞杆菌 PE9.1。在水活度 0.8 的轻度干旱条件下,以 PE 地膜为唯一碳源培养 30 d,3 株菌引起的地膜失重率分别为 1.15%、0.66% 和 2.05%,高于普通湿润环境中筛选的降解菌株。可见,长期的地膜覆盖和水分胁迫已使干旱农田土壤富集了适应低水分环境的功能菌群。除农业生境外,荒漠环境也是耐旱降解菌的重要来源。塔克拉玛干沙漠表层沙土中含有丰富的链霉菌属、放线菌门等嗜干微生物,这些微生物耐旱性强,胞外酶分泌能力突出,在极端干旱条件下仍能维持一定的降解活性。

4.2.2 耐旱工程菌的构建 为应对极度干旱条件下微生物对微塑料的降解难题,除挖掘天然耐旱菌株外,还可借助基因工程与合成生物学手段构建耐旱工程菌,或对微生物进行改造使其分泌在干旱环境中结构稳定的降解酶。

基因工程的应用方向包括对微生物宿主的直接改造以及对关键降解酶的分子优化、定向进化或异源表达等,以提升其在干旱环境中的结构稳定性、底物亲和力和催化效率。例如,通过定点突变技术改造 PETase 的表面氨基酸组成,增加其表面疏水性及氢键结合能力,可使突变体在水活度为 0.75 的条件下仍保持 40% 以上的催化活性,较野生型提升 3 倍以上^[63]。将改造后的耐旱 PETase 异源表达于解淀粉芽胞杆菌中,构建的工程菌株在中度干旱条件下对 PET 微塑料的降解率较野生型表达菌株提升了 2.7 倍。此外,引入相容性溶质合成基因可进一步增强工程菌株的渗透调节能力,使其在水活度低至 0.72 的极端干旱条件下仍能维持基本的降解功能。

在工程化菌株构建方面,可采用基因组修饰策略提升其耐旱性能。已有研究针对极端干旱或高盐废水环境构建了工程菌株,这些菌株对渗透压胁迫表现出较强的耐受性。除生物学方法外,非生物策略的协同引入也具有广阔前景,例如结合光氧化、热处理、表面活化或其他物理化学强化技术可改变微塑料的表面结构与官能团组成,增强其可降解性,进而与耐旱工程菌形成协同作用,提升整体降解效率。

4.2.3 合成微生物群落的设计 与单一菌株相比,微生物群落在微塑料降解方面通常更具优势,这主要源于其更强的环境耐受性、更广泛的酶资源储备,以及不同物种之间的代谢互补与协同作用^[64]。尽管目前尚缺乏针对干旱环境中多菌株协同降解微塑料的直接研究证据,但从合成微生物群落的构建原理来看,该策略在干旱条件下仍具有坚实的理论可行性。从图 3 可知:首先,干旱环境中微塑料降解的主要制约因

素包括水分匮乏与微生物代谢活性受限,而多菌株体系可通过功能分工弥补单一菌株在代谢路径上的不足。例如,耐旱菌株可增强群落在干旱胁迫下的生存能力,产酶菌株负责裂解聚合物骨架,营养菌株则维持整体群落的稳定性与功能持续性,从而协同提升降解效率。其次,合成微生物群落能够在极端环境中保持较高的代谢活性,其机制包括代谢通路的分工协作、细胞间信号传递以及群体感应调控,这为干旱条件下微塑料的生物降解提供了重要的理论支撑。此外,多菌株组合有助于拓宽底物利用范围,降低单一菌株在干旱胁迫下的失活风险,从而提高系统长期运行稳定性。因此,采用多菌株协同构建合成微生物群落的策略,在干旱环境微塑料污染治理中具备明确的理论基础与良好的应用前景。

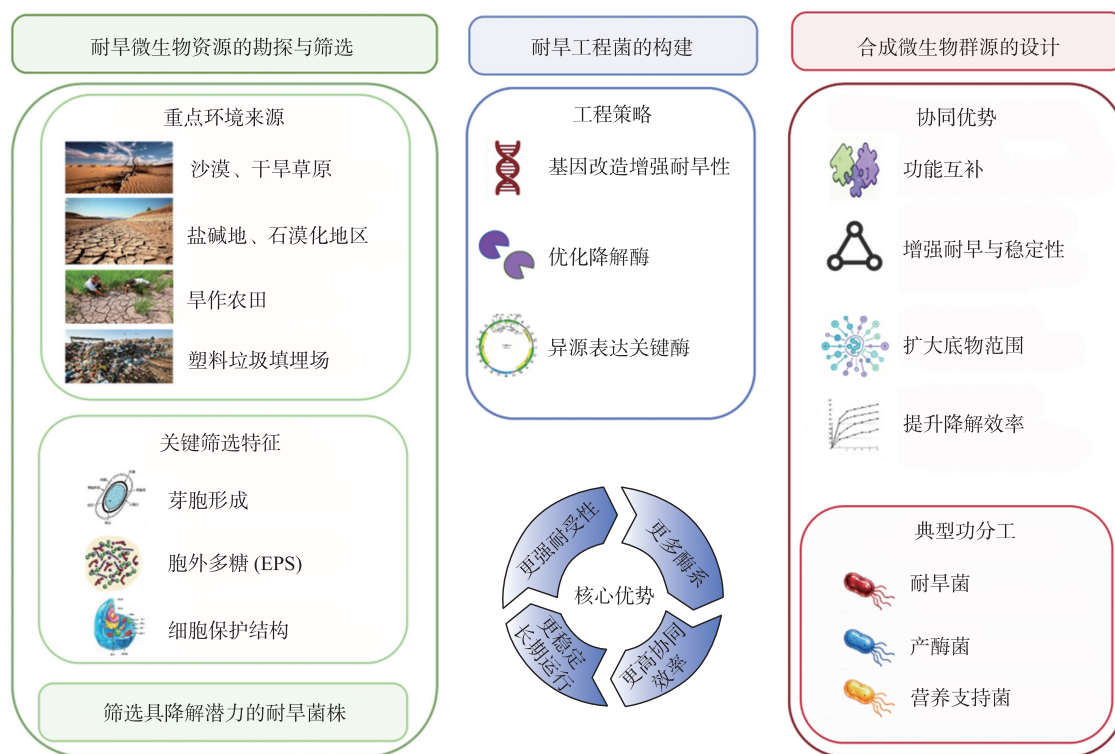


图 3 优化策略示意图

Fig. 3 Optimization strategy diagram

5 应用挑战与未来展望

5.1 环境影响评估与风险防控措施

干旱条件下引入外源耐旱菌或工程菌修复微塑料,存在多类生态风险。工程菌携带的耐旱或降解基因可能水平转移至土著微生物,改变群落结构,且其形成芽胞后可通过风蚀或径流长期存活与扩散^[65]。同时,降解过程本身也会产生潜在的有害中间产物:聚氨酯或聚碳酸酯降解可能释放双酚 A、二胺等内分泌干扰物,酶解过程产生的纳米塑料可诱发细胞炎症,降解聚氯乙烯会释放氯代单体及氯化氢^[65]。此外,为促进微生物代谢活性而添加营养物质或表面活性剂,若泄漏至环境中,可能诱发富营养化等次生问题。最后,耐旱细菌还可能改变局部环境的化学条件,进而使原本固存的重金属及其他污染物重新活化,从而加剧环境污染风险。

针对上述风险,建议从菌株设计、过程控制和后期监测 3 个环节加以防范。工程菌构建时采用营养缺陷型宿主或环境诱导型自杀开关,避免使用临床抗性标记;修复过程中建立中间产物监测(如 LC-MS 跟踪双酚 A 等),优化水分及共代谢底物以促进矿化,并借助生物炭固定化技术减少菌体逃逸;修复结束后开展至少 1 个生长周期的生态监测,评估群落恢复及残留风险,必要时进行二次修复。

5.2 未来研究方向

极端微生物在特定条件下可能表现出独特的功能。例如,嗜盐菌可以降低 PHA 生产中对葡萄糖的依赖性,降低合成成本。同样,耐旱菌在 MP 降解领域可能具有巨大潜力。未来研究应集中在以下几个方面:

1)利用先进的培养技术和对极端环境的宏基因组分析,发现新型耐旱降解菌株,扩大可用微生物资源的多样性。尽管已从自然和人工环境中鉴定出许多耐旱菌,但它们在微塑料降解中的应用仍然受到限制,例如可降解微塑料的范围有限、微生物多样性狭窄。未来的工作应着重探索环境微生物群落,以拓宽耐旱降解菌的来源和种类。

2)利用先进的合成生物学工具优化现有的耐旱菌株,从而提高其耐旱性、降解效率和环境兼容性。DNA合成、基因组工程、蛋白质合成和细胞组装等技术已显示出增强MP降解微生物在极端干旱下执行能力的潜力。然而,当前方法的高成本和操作复杂性限制了它们的广泛应用。迫切需要开发降低成本并提高效率的新技术。例如,与纯化酶系统相比,全细胞生物催化剂具有成本更低、操作更简单等优点^[66]。

6 结论

在各种微塑料去除方法中,微生物降解被认为是最有前景的方法之一。与传统的填埋和焚烧相比,这种方法对环境友好,无二次污染,且具有高度特异性,使其成为微塑料污染控制领域当前的研究热点。微生物降解由酶催化驱动,并且对环境条件高度敏感。湿度缺失会抑制微生物酶的扩散与底物接触,降低酶催化效率,同时抑制微生物的生长繁殖与代谢活性,从而大幅降低生物降解率。本文聚焦于干旱的独特生态位,系统总结了干旱对微塑料微生物降解的双重影响:在轻度干旱条件下,土壤中参与碳氮循环的代谢功能基因丰度达到峰值,同时微塑料降解率相应增加。然而,当湿度低于微生物的最大耐受极限时,可能导致普通微生物群落崩溃,微生物细胞脱水、酶构象改变和细胞膜破裂,最终导致细胞死亡。耐旱微生物在微塑料降解方面具有显著潜力。针对干旱条件下微塑料降解的实际需求,本文提出了多种策略,包括探索天然耐旱微生物资源、通过酶工程提高降解酶的耐干旱性和活性以及构建耐干旱工程微生物群落,同时指出现有技术存在操作复杂、周期长、成本偏高等现实局限。未来的研究应专注于利用先进技术发现更多耐干旱微生物资源,并对现有耐旱菌进行基因改造以提高其耐干旱性和降解能力,从而更好地应对干旱环境下的微塑料污染。

参考文献 References:

- [1] Gu Y W, Zhao J L, Johnson J A. Polymer networks: from plastics and gels to porous frameworks[J]. *Angewandte Chemie International Edition*, 2020, 59(13): 5022–5049.
- [2] Bai B, Jin H, Fan C, et al. Experimental investigation on liquefaction of plastic waste to oil in supercritical water[J]. *Waste Management*, 2019, 89: 247–253.
- [3] Thompson R C, Olsen Y, Mitchell R P, et al. Lost at sea: where is all the plastic? [J]. *Science*, 2004, 304(5672): 838.
- [4] Song Q Q, Zhang Y, Ju C P, et al. Microbial strategies for effective microplastics biodegradation: insights and innovations in environmental remediation[J]. *Environmental Research*, 2024, 263: 120046.
- [5] Houssini K, Li J H, Tan Q Y. Complexities of the global plastics supply chain revealed in a trade-linked material flow analysis [J]. *Communications Earth & Environment*, 2025, 6: 257.
- [6] Ashworth D C, Elliott P, Toledano M B. Waste incineration and adverse birth and neonatal outcomes: a systematic review [J]. *Environment International*, 2014, 69: 120–132.
- [7] Du H, Xie Y Q, Wang J. Microplastic degradation methods and corresponding degradation mechanism: research status and future perspectives [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 418: 126377.
- [8] 郭鸿钦, 杨凯, 崔丽. 环境微塑料的微生物降解[J]. *化学进展*, 2025, 37(1): 112–123.
Guo H Q, Yang K, Cui L. Microbial degradation of environmental microplastics [J]. *Progress in Chemistry*, 2025, 37(1): 112–123 (in Chinese with English abstract).
- [9] Yang N, Zhang H, Chen M, et al. Greenhouse gas emissions from MSW incineration in China: impacts of waste characteristics and energy recovery [J]. *Waste Management*, 2012, 32(12): 2552–2560.
- [10] Gao W, Xu M X, Zhao W Q, et al. Microbial degradation of (micro) plastics: mechanisms, enhancements, and future directions [J]. *Fermentation*, 2024, 10(9): 441.
- [11] Yoshida S, Hiraga K, Takehana T, et al. A bacterium that degrades and assimilates poly(ethylene terephthalate) [J]. *Science*, 2016, 351(6278): 1196–1199.
- [12] Lozano Y M, Dueñas J F, Zordick C, et al. Microplastic fibres affect soil fungal communities depending on drought conditions with consequences for ecosystem functions [J]. *Environmental Microbiology*, 2024, 26(2): e16549.
- [13] Wang F Y, Pei L, Zhang S W, et al. Microplastics affect ecosystem multifunctionality: increasing evidence from soil enzyme activities [J]. *Land Degradation & Development*, 2024, 35(15): 4379–4405.
- [14] Huang C X, Zhao W J, Ren H L, et al. Earthworms mitigate drought effects on microbial decomposition of straw under varying microplastic conditions [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2025, 495: 139108.

- [15] Wang J L, Liu H H, Zeb A, et al. Drought limits microplastic effects on soil greenhouse gas emissions by reducing microbial diversity[J]. Journal of Environmental Management, 2025, 392: 126843.
- [16] Diffenbaugh N S, Singh D, Mankin J S, et al. Quantifying the influence of global warming on unprecedented extreme climate events[J]. Proc Natl Acad Sci USA, 2017, 114(19): 4881–4886.
- [17] Ridder N N, Ukkola A M, Pitman A J, et al. Increased occurrence of high impact compound events under climate change[J]. npj Climate and Atmospheric Science, 2022, 5: 3.
- [18] Johnson N W, Valenzuela-Ortega M, Thorpe T W, et al. A biocompatible Lossen rearrangement in *Escherichia coli*[J]. Nature Chemistry, 2025, 17(7): 1020–1026.
- [19] de Tender C A, Devriese L I, Haegeman A, et al. Bacterial community profiling of plastic litter in the Belgian part of the North Sea[J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(16): 9629–9638.
- [20] Tu C, Chen T, Zhou Q, et al. Biofilm formation and its influences on the properties of microplastics as affected by exposure time and depth in the seawater[J]. Science of the Total Environment, 2020, 734: 139237.
- [21] He Y X, Wei G N, Tang B R, et al. Microplastics benefit bacteria colonization and induce microcystin degradation[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 431: 128524.
- [22] Dogra K, Kumar M, Ornelas-Soto N, et al. Insights into the biodegradation and bioremediation of microplastics: mechanisms and analytical methods[J]. Current Opinion in Chemical Engineering, 2025, 48: 101133.
- [23] Cai Z M, Li M Q, Zhu Z Y, et al. Biological degradation of plastics and microplastics: a recent perspective on associated mechanisms and influencing factors[J]. Microorganisms, 2023, 11(7): 1661.
- [24] Gu J D. Microbiological deterioration and degradation of synthetic polymeric materials: recent research advances [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2003, 52(2): 69–91.
- [25] Gong J X, Kong T T, Li Y Q, et al. Biodegradation of microplastic derived from poly(ethylene terephthalate) with bacterial whole-cell biocatalysts [J]. Polymers, 2018, 10(12): 1326.
- [26] Zhao Z L, Gao G, Xi Y J, et al. Inverse ceria-nickel catalyst for enhanced C—O bond hydrogenolysis of biomass and polyether[J]. Nature Communications, 2024, 15: 8444.
- [27] Sun X X, Chen Z Y, Kong T L, et al. Mycobacteriaceae mineralizes micropolyethylene in riverine ecosystems[J]. Environmental Science & Technology, 2022, 56(22): 15705–15717.
- [28] Mohee R, Unmar G D, Mudhoo A, et al. Biodegradability of biodegradable/degradable plastic materials under aerobic and anaerobic conditions [J]. Waste Management, 2008, 28(9): 1624–1629.
- [29] Ali Shah A, Hasan F, Hameed A, et al. Biological degradation of plastics: a comprehensive review[J]. Biotechnology Advances, 2008, 26(3): 246–265.
- [30] Yu J B, Huang L R, Wang Y M, et al. Tackling plastic waste with microbial power: from bio-recycling mechanisms to degradation monitoring status and evaluation[J]. Journal of Water Process Engineering, 2025, 79: 108903.
- [31] Pathak V M, Navneet. Review on the current status of polymer degradation: a microbial approach[J]. Bioresources and Bioprocessing, 2017, 4(1): 15.
- [32] Sun W X, Zhang Y Z, Zhang H, et al. Exploitation of *Enterobacter hormaechei* for biodegradation of multiple plastics[J]. Science of the Total Environment, 2024, 907: 167708.
- [33] Othman A R, Abu Hasan H, Muhamad M H, et al. Microbial degradation of microplastics by enzymatic processes: a review[J]. Environmental Chemistry Letters, 2021, 19(4): 3057–3073.
- [34] Solanki S, Sinha S, Singh R. Myco-degradation of microplastics: an account of identified pathways and analytical methods for their determination [J]. Biodegradation, 2022, 33(6): 529–556.
- [35] Delacuvellerie A, Cyriaque V, Gobert S, et al. The plastisphere in marine ecosystem hosts potential specific microbial degraders including *Alcanivorax borkumensis* as a key player for the low-density polyethylene degradation[J]. Journal of Hazardous Materials, 2019, 380: 120899.
- [36] Shahnawaz M, Sangale M K, Ade A B. Rhizosphere of *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. as a landmark for polythene degrading bacteria[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(14): 14621–14635.
- [37] Ojuederie O B, Babalola O O. Growth enhancement and extenuation of drought stress in maize inoculated with multifaceted ACC deaminase producing rhizobacteria[J]. Frontiers in Sustainable Food Systems, 2023, 6: 1076844.
- [38] Yadav H, Khan M R H, Quadir M, et al. Cutting boards: an overlooked source of microplastics in human food? [J]. Environmental Science & Technology, 2023, 57(22): 8225–8235.
- [39] Thapa G, Gurung S, Han S R, et al. In-silico and biochemical insights into MHET biodegradation by Arctic *Pseudomonas* MHET hydrolase[J]. International Journal of Biological Macromolecules, 2025, 321: 146195.
- [40] Sánchez C. Fungal potential for the degradation of petroleum-based polymers: an overview of macro- and microplastics biodegradation[J]. Biotechnology Advances, 2020, 40: 107501.
- [41] Ibrahim S S, Ionescu D, Grossart H P. Tapping into fungal potential: biodegradation of plastic and rubber by potent fungi[J]. Science of the Total Environment, 2024, 934: 173188.
- [42] El-Dash H A, Yousef N E, Aboelazm A A, et al. Optimizing eco-friendly degradation of polyvinyl chloride (PVC) plastic using environmental strains of *Malassezia* species and *Aspergillus fumigatus*[J]. International Journal of Molecular Sciences, 2023, 24(20): 15452.
- [43] Sarmah P, Rout J. Efficient biodegradation of low-density polyethylene by cyanobacteria isolated from submerged polyethylene surface in domestic sewage water[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, 25(33): 33508–33520.

- [44] Cunha C, Silva L, Paulo J, et al. Microalgal-based biopolymer for nano- and microplastic removal; a possible biosolution for wastewater treatment [J]. *Environmental Pollution*, 2020, 263: 114385.
- [45] Mastropetros S G, Pispas K, Zagklis D, et al. Biopolymers production from microalgae and cyanobacteria cultivated in wastewater; recent advances [J]. *Biotechnology Advances*, 2022, 60: 107999.
- [46] James-Pearson L F, Dudley K J, Te'o V S J, et al. A hot topic: thermophilic plastic biodegradation [J]. *Trends in Biotechnology*, 2023, 41(9): 1117–1126.
- [47] Schimel J P. Life in dry soils: effects of drought on soil microbial communities and processes [J]. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2018, 49: 409–432.
- [48] Liu M L, Wang C, Zhu B. Drought alleviates the negative effects of microplastics on soil micro-food web complexity and stability [J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(30): 11206–11217.
- [49] Shi J, Wang Z, Peng Y M, et al. Effects of microplastics on soil carbon mineralization: the crucial role of oxygen dynamics and electron transfer [J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(36): 13588–13600.
- [50] Liu M L, Wang C, Zhu B. Independent and combined effects of microplastics pollution and drought on soil bacterial community [J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 913: 169749.
- [51] Cai T G, Lin D, Ma L J, et al. Drought amplifies degradable microplastic diversity effects on soil bacterial and viral ecology [J]. *Environmental Science & Technology*, 2026, 60(23): 16526–16539.
- [52] Wang H T, Ma L J, Xie L H, et al. Effects of microplastic on soil ecosystems: a perspective from functional genes [J]. *Environmental and Biogeochemical Processes*, 2026: ebp-26–0003.
- [53] Yang T, Ye X D, Deng X, et al. Insights into co-occurrence characteristics and interplay of microbial communities and environmental pollutants on biofilm-colonized microplastics in mangrove ecosystems [J]. *Water Research*, 2026, 290: 125074.
- [54] Sun Y R, Yuan J H, Zhou T, et al. Laboratory simulation of microplastics weathering and its adsorption behaviors in an aqueous environment: a systematic review [J]. *Environmental Pollution*, 2020, 265: 114864.
- [55] Yu F, Qin Q Y, Zhang X C, et al. Characteristics and adsorption behavior of typical microplastics in long-term accelerated weathering simulation [J]. *Environmental Science Processes & Impacts*, 2024, 26(5): 882–890.
- [56] An S, Couteau C, Luo F, et al. Bacterial diversity of surface sand samples from the Gobi and Taklamaken deserts [J]. *Microbial Ecology*, 2013, 66(4): 850–860.
- [57] Greffe V R G, Michiels J. Desiccation-induced cell damage in bacteria and the relevance for inoculant production [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2020, 104(9): 3757–3770.
- [58] Klun B, Starin M, Novak J, et al. Biofilm formation on polyethylene and polylactic acid microplastics in freshwater: influence of environmental factors [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2025, 13(5): 118689.
- [59] Rillig M C, Lehmann A, de Souza Machado A A, et al. Microplastic effects on plants [J]. *New Phytologist*, 2019, 223(3): 1066–1070.
- [60] Rodríguez-Fonseca M F, Sánchez-Suárez J, Valero M F, et al. *Streptomyces* as potential synthetic polymer degraders: a systematic review [J]. *Bioengineering*, 2021, 8(11): 154.
- [61] 唐云强. 聚乙烯地膜降解微生物的筛选及其降解能力研究 [D]. 沈阳: 沈阳农业大学, 2025: 16–25.
- Tang Y Q. Screening of microorganisms degrading polyethylene film and study on their degradation ability [D]. Shenyang: Shenyang Agricultural University, 2025: 16–25 (in Chinese with English abstract).
- [62] Skariyachan S, Taskeen N, Kishore A P, et al. Novel consortia of *Enterobacter* and *Pseudomonas* formulated from cow dung exhibited enhanced biodegradation of polyethylene and polypropylene [J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 284: 112030.
- [63] Zhu B T, Chen Y Y, Wei N. Engineering biocatalytic and biosorptive materials for environmental applications [J]. *Trends in Biotechnology*, 2019, 37(6): 661–676.
- [64] Hadad D, Geresh S, Sivan A. Biodegradation of polyethylene by the thermophilic bacterium *Brevibacillus borstelensis* [J]. *Journal of Applied Microbiology*, 2005, 98(5): 1093–1100.
- [65] Jiao H X, Al-Tohamy R, Xiong M, et al. Microplastic biodegradation and environmental safety: from microbial mechanisms to engineered systems and circular bio-based implementation [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2026, 313: 120016.
- [66] Inokuma K, Toyohara K, Hamada T, et al. One-pot synthesis of cellobiose from sucrose using sucrose phosphorylase and cellobiose phosphorylase co-displaying *Pichia pastoris* as a reusable whole-cell biocatalyst [J]. *Scientific Reports*, 2024, 14: 18540.

责任编辑: 刘怡辰



汤磊, 南京农业大学讲师, 环境污染控制工程博士, 从事土壤传统污染物与新污染物控制与修复及生态效应相关研究。发表论文 30 篇, 其中第一作者及通信作者 12 篇。授权国内外专利 3 项。先后获中国博士后科学基金面上项目和江苏省卓越博士后计划资助, 主持国家自然科学基金项目 1 项, 参与国家重点研发项目 2 项、江苏省重点项目 1 项。作为会议秘书协助主办了国际会议“International Symposium on Soil and Environmental Health (2024)”和“International Workshop on Agro-Environmental Health (2025)”。担任 *Journal of Hazardous Materials*、*Journal of Cleaner Production* 和 *Applied Soil Ecology* 等多个国际期刊的审稿人。