

土壤重金属污染修复技术的分类研究与实际应用

黎 娜

桂林理工大学地球科学学院, 广西 桂林

收稿日期: 2025年12月30日; 录用日期: 2026年2月3日; 发布日期: 2026年2月12日

摘 要

土壤重金属污染修复技术的分类研究与实际应用对于应对日益严峻的土壤污染问题至关重要。随着全球工业化进程的加速, 冶金、焦化、有色金属采矿、电镀等重工业生产活动已成为土壤有毒重金属污染的核心诱因。这些活动产生的含重金属废水、废渣与废气通过淋溶、沉降等途径侵入土壤系统, 不仅破坏土壤结构, 还通过食物链累积, 威胁生态系统和人类健康, 引发了全球性的生态危机。在此背景下, 土壤重金属污染修复技术的分类研究显得尤为迫切。修复技术主要分为物理修复、化学修复和生物修复等类别, 每种技术都有其适用条件和局限性。单一修复技术难以平衡农田“修复效率-土壤肥力-粮食安全”的多重需求, 联合修复技术通过多技术协同实现优势互补, 成为农田污染治理的核心方向。本文聚焦农田重金属污染的联合修复技术, 系统梳理物理-化学、化学-生物、生物-生物联合修复的技术路径、实际应用案例、工程化瓶颈及成本效益, 通过量化对比与机理分析, 为农田土壤安全利用提供理论与技术支撑。

关键词

土壤, 重金属污染, 重金属联合修复技术, 实际应用

Research on the Classification and Practical Application of Soil Heavy Metal Remediation Technologies

Na Li

College of Earth Sciences, Guilin University of Technology, Guilin Guangxi

Received: December 30, 2025; accepted: February 3, 2026; published: February 12, 2026

文章引用: 黎娜. 土壤重金属污染修复技术的分类研究与实际应用[J]. 地球科学前沿, 2026, 16(2): 159-167.
DOI: 10.12677/ag.2026.162016

Abstract

The classification research and practical application of soil heavy metal contamination remediation technologies are crucial for addressing the increasingly severe problem of soil pollution. With the acceleration of global industrialization, heavy industrial production activities such as metallurgy, coking, non-ferrous metal mining, and electroplating have become the core causes of toxic heavy metal contamination in soil. The heavy metal-containing wastewater, slag, and exhaust gases generated by these activities infiltrate the soil system through leaching, sedimentation, and other pathways. This not only damages soil structure but also leads to accumulation through the food chain, threatening ecosystem and human health, thereby triggering a global ecological crisis. In this context, classification research on soil heavy metal remediation technologies is particularly urgent. Remediation technologies are mainly categorized into physical, chemical, and biological remediation, each with its applicable conditions and limitations. A single remediation technology is difficult to balance the multiple demands of “remediation efficiency - soil fertility - food security” in farmland. Combined remediation technologies achieve complementarity of advantages through the synergy of multiple technologies and have become the core direction of farmland pollution control. This study focuses on the combined remediation technologies for heavy metal pollution in farmland, systematically sorts out the technical pathways, practical application cases, engineering bottlenecks, and cost-effectiveness of physical-chemical, chemical-biological, and biological-biological combined remediation. Through quantitative comparison and mechanism analysis, it provides theoretical and technical support for the safe utilization of farmland soil.

Keywords

Soil, Heavy Metal Pollution, Heavy Metal Combined Remediation Technology, Practical Application

Copyright © 2026 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

随着全球工业化进程的加速，冶金、焦化、有色金属采矿、电镀等重工业生产活动已成为土壤有毒重金属污染的核心诱因，其产生的含重金属废水、废渣与废气通过淋溶、沉降等途径侵入土壤系统，引发了全球性的生态危机。我国地质调查数据显示，国内受采矿等重工业污染的土地面积已超 200 万公顷，且正以每年 3.3~4.7 万公顷的速度扩张。长江三角洲、珠江三角洲地区耕地土壤镉(Cd)、汞(Hg)、铅(Pb)等重金属超标率分别达 48.7%和 44.5% [1]，湘赣滇等有色金属矿区的土壤重金属污染尤为突出，湖南湘江流域土壤中 As、Cd、Cu、Zn、Pb 元素含量超过国家 II 级土壤环境质量，超标率皆在 20%以上，其中 Cd 元素污染最严重，超标率为 26.5% [2]。镉(Cd)、汞(Hg)、砷(As)铬(Cr)等 6 类毒性重金属均存在显著累积。

重工业驱动的土壤重金属污染呈现出复合性与流域性的典型特征。一方面，重工业区土壤多伴随 Cd-As-Hg-Cr 等多元素复合污染，安徽铜陵有色金属矿区土壤 Cd 含量为背景值的 7.97 倍，Cu、As 含量分别达背景值的 4.94 倍和 4.03 倍，形成了协同毒性效应[3]；另一方面，重金属可随地表径流实现跨区域迁移，焦化、冶金等重工业区的土壤 Cd、Hg 元素含量常超出背景值数倍至数十倍，山西、河北焦化场地土壤 Cd 和 Hg 已达重度污染水平，对区域生态系统构成极高风险[4]。

重金属污染不仅破坏土壤微生物群落结构、降低土壤酶活性，还会通过食物链富集威胁人体健康。联合国环境规划署统计表明，全球约 20%的耕地受重金属污染，其中 70%以上的污染源头指向重工业生产，每年因污染减产的粮食超 1000 万吨，直接经济损失达 500 亿美元，我国多地抽检显示稻米 Cd 超标率达 10%以上。相关研究表明，人体对 Cd 的长期摄入将引发肾脏损伤、神经功能障碍等慢性疾病[5]。

2. 土壤重金属污染修复技术

土壤重金属污染已成为全球性生态难题，针对这一问题，物理、化学与生物修复技术凭借各自独特的作用机制，成为土壤重金属污染治理的核心技术体系。三类技术在修复原理、适用场景及修复效果上各有侧重(不同类型修复技术对比见表 1)，共同构成了多层次的土壤污染治理方案。

2.1. 物理修复技术

物理修复技术的作用机制是基于物理分离与形态转移的污染削减。物理修复技术是通过物理手段改变重金属在土壤中的空间分布或存在形态，实现污染土壤净化的技术体系，其核心机制为物理分离与相态转移，具有修复周期短、见效快的特点，适用于高浓度重金属污染土壤的应急治理。

2.1.1. 磁分离技术：基于铁磁性共沉淀的靶向去除

磁分离技术的作用机制依托于重金属离子与铁氧化物的共沉淀效应(图 1)，其核心原理是在酸性条件下(pH 2.0~3.0)，向污染土壤中投加磁铁矿颗粒，使 Pb、Fe、Ni 等铁磁性重金属离子通过吸附、络合作用与 Fe₃O₄ 形成稳定的磁性复合物，再通过强磁场(5T 以上)实现复合物与土壤基质的分离[6]。基于前人研究资料，证实该技术的修复效率与 Fe₃O₄ 粒径呈指数正相关(相关系数 0.92)，当 Fe₃O₄ 粒径处于 50~200 μm 区间时，重金属的捕获能力达到峰值。但该技术存在明显局限性，当土壤有机质含量超过 10%时，腐殖酸会与重金属离子竞争磁铁矿表面吸附位点，导致去除率下降 41%，因此更适用于低有机质的工业废渣类污染土壤。

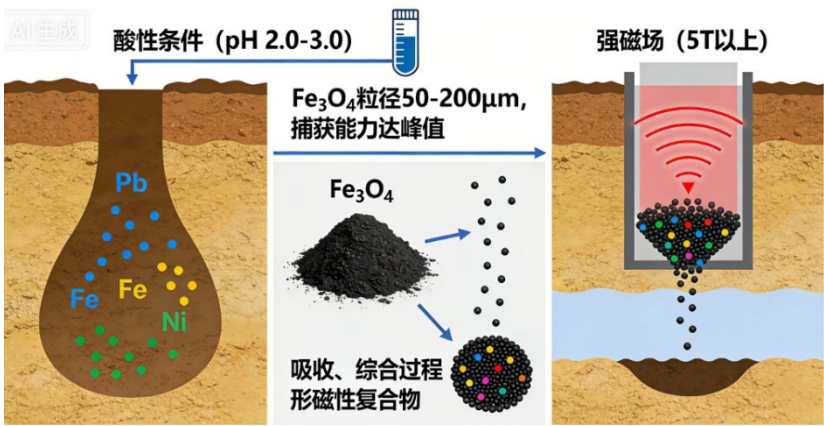


Figure 1. Mechanism of magnetic separation technology
图 1. 磁分离技术作用机制

2.1.2. 热脱附技术：基于挥发性差异的相态转移

热脱附技术针对 Hg、As、Se 等易挥发性重金属，其机制是通过温控加热(通常为 200℃~600℃，图 2)，使土壤中重金属由固相或液相转化为气相，再通过尾气处理系统实现重金属的集中回收[7]。该技术的核心理论依据是亨利定律，即重金属的挥发速率与温度呈正相关，且不同重金属存在临界挥发温度，如汞的临界挥发温度为 200℃，砷为 400℃。在实际应用中，美国底特律市曾采用修复汽车工业遗留的 Pb

污染土壤，通过精准控温至 450℃，表层土壤 Pb 含量从 860 mg/kg 降至 200 mg/kg 以下，达到健康标准限值[8]。但该技术能耗较高，且高温会破坏土壤团粒结构，导致土壤肥力下降，因此多应用于工业废弃地的修复，而非耕地土壤。

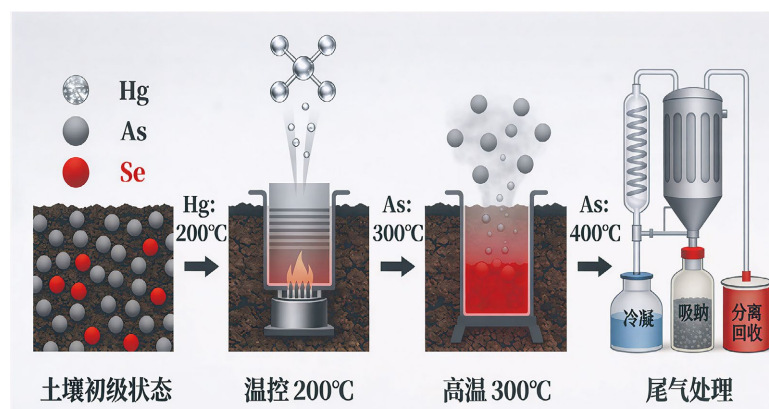


Figure 2. Mechanism of heavy metal treatment by thermal desorption technology

图 2. 热脱附技术治理重金属作用机制

2.1.3. 电动修复技术：基于电场驱动的离子迁移

电动修复技术的作用机制是利用电化学原理，在污染土壤中插入阴阳电极并施加直流电压，促使重金属离子通过电迁移、电渗流和电泳三种方式向电极区域富集[9]。其中，电迁移是重金属离子在电场作用下的定向移动，适用于阳离子型重金属(如 Cd^{2+} 、 Pb^{2+})；电渗流则通过土壤孔隙水的定向流动携带重金属迁移，可作用于吸附态重金属；电泳针对胶体结合态重金属，实现其在电场中的定向聚集。

有学者基于 2002 年来中国各行政区农田土壤重金属污染的实测数据探讨了不同重金属的空间分布特征，结果表明重金属污染的空间分布差异较为明显，西南以及东南沿海行政区的农田土壤重金属含量远高于其他地区[10]。此外，研究人员收集了 2000 年至 2022 年间中国农田土壤中水稻、小麦中重金属的污染水平及其分布，发现 Cd 是土壤中的首要污染物，水稻、小麦等作物中 Cd 和 Pb 超标率均高于国家食品安全标准。有学者研究证实柠檬酸和氯化钠混合电解液处理重金属复合污染土壤具有更好的修复效率。综合修复效率和电能消耗，0.2 mol/L 柠檬酸 + 0.2 mol/L 氯化钠处理时的修复效果更佳，其对铜、锌、镉和铅的平均去除率分别达到 67.1%、65.4%、80.2%和 58.6%，比柠檬酸电解液处理时的去除效率分别提高 11.9%、27.9%、10.3%、22%，且累积能耗仅为 381.996 Wh [11]。

2.2. 化学修复技术

化学修复技术的作用机制是基于化学形态转化的风险控制。化学修复技术的核心是通过投加化学药剂，改变重金属在土壤中的化学形态，降低其生物有效性和迁移性，其理论依据为土壤重金属形态分级理论，即重金属的毒性与迁移性由其赋存形态决定，而非总量。该技术分为原位钝化与化学淋洗两大类型，适用于中低度污染农田土壤的安全利用。

2.2.1. 原位钝化技术

原位钝化技术通过向土壤中投加钝化剂，使重金属由可交换态、碳酸盐结合态转化为铁锰氧化物结合态或残渣态，其作用机制包括沉淀反应、离子交换和络合吸附三类。在沉淀反应中，磷系钝化剂(如羟基磷灰石)可与 Cd^{2+} 形成 $\text{Cd}_3(\text{PO}_4)_2$ 沉淀，其溶度积仅为 2.5×10^{-33} ，能大幅降低 Cd 的生物有效性。有学者通过添加 8%磷含量的改性膨润土探究其对玉米土中重金属的去除作用，研究结果显示：膨润土分别有

效降低了玉米土壤中的 Cr (94%)、Cu (84%)和 Mn (53%)的含量[12]。离子交换机制则依托黏土矿物的层间阳离子交换能力,如膨润土的阳离子交换容量可达 200 mmol/kg,可通过 Na^+ 、 Ca^{2+} 与重金属离子的交换实现固定。而有机钝化剂(如秸秆、生物质炭)则通过表面官能团($-\text{OH}$ 、 $-\text{COOH}$ 等)与重金属形成稳定络合物,同时提升土壤 pH,实现协同修复[13]。需注意的是,通过钝化剂修复去除重金属仅能改变重金属形态,并未削减总量,当土壤环境酸化或发生风化淋溶时,固定态重金属可能重新活化,因此需长期监测土壤理化性质,确保修复稳定性。

2.2.2. 化学淋洗技术

化学淋洗技术的机制是利用淋洗剂(如 EDTA、柠檬酸、生物表面活性剂)的解吸附作用,将土壤固相中的重金属转移至液相,再通过固液分离实现重金属的去除。其理论依据为吸附—解吸平衡理论,即淋洗剂可通过络合作用打破重金属与土壤胶体的吸附平衡,促使重金属解吸进入淋洗液。

EDTA 作为典型的螯合型淋洗剂,可与大多数重金属形成稳定络合物,对 Pb、Cd 的淋洗效率可达 70%。但 EDTA 生物降解性差,易引发地下水二次污染;而柠檬酸、 FeCl_3 等试剂虽对环境友好,但淋洗效率较低,且会造成土壤元素的流失,因此实际应用中多采用复合淋洗剂体系。山西省太原市某典型铅污染地土壤修复项目显示,采用 EDTA 与 FeCl_3 复配淋洗剂[14]。实验结果表明,淋洗剂浓度从 0.01 mol/L 增加至 0.10 mol/L 时,铅去除率显著提升,从 31.5%上升至 96.3%。当浓度继续提高至 0.15 mol/L 以上, Pb 去除率基本趋于平稳,甚至略有下降。复配淋洗剂在较高浓度下具有更强的反应驱动力, Fe^{3+} 和 EDTA 的供给量充足,促使更多的 Pb^{2+} 从土壤中释放。

2.3. 生物修复技术

生物修复技术的作用机制是基于生物转化与富集的生态治理。生物修复技术依托生物有机体的生理代谢活动,实现重金属的富集、转化或固定,具有环境友好、成本低廉的特点,其核心理论依据为生物地球化学循环理论,即生物可通过自身活动参与重金属的形态转化与迁移过程,适用于大面积轻度污染土壤的长期修复。

2.3.1. 超富集植物修复：基于特异吸收的总量削减

国内外学者已分离筛选出大量具有生物累积重金属效果的超富集植物,如印度芥菜、东南景天、龙葵、商陆,可富集 Cd、Mn、Zn、Cu、Pb 等重金属[15],也有部分油料植物能积累大量的重金属且具有经济价值,如芥菜型油菜、亚麻就可以富集 Cd[16]。超富集植物的修复机制分为根系活化与地上部富集两个阶段。首先,植物根系分泌有机酸(如柠檬酸、草酸)和阴离子(OH^- 、 HS^-),降低土壤 pH 并溶解固相重金属[17],使其转化为可吸收态;其次,植物体内的重金属转运蛋白可将重金属从根系转运至地上部,通过收获植物体实现重金属的移出[18]。

四川省某地某尾矿库区重金属污染土壤修复案例显示,种植印度芥菜 25 天后,土壤 pH 值降低,土壤中的 Cd 和 Zn 赋存形态有明显变化,重金属 Cd 的有效态占比相较于对照组增加了 7.28%~18.33%, Zn 的有效态占比相较于对照增加了 2.86%~11.37%[16],重金属迁移率和生物可利用性提高,利于印度芥菜对重金属富集。但该技术修复周期较长,需连续种植 3~5 年,且每公顷种植成本较高,适合耕地土壤的长期安全利用,而非应急治理。

2.3.2. 微生物修复

微生物修复的作用机制包括生物吸附、生物转化和生物固定,是微生物与重金属协同作用的结果。生物吸附是微生物通过细胞壁表面官能团($-\text{COOH}$ 、 $-\text{OH}$ 、 $-\text{NH}_2$)与重金属的非代谢性结合,如枯草芽孢杆菌细胞壁的 $-\text{COOH}$ 对 Pb^{2+} 的吸附量可达数百 mg/g 干重,其理论依据为朗缪尔吸附模型,即吸附过程

为单分子层吸附，存在饱和吸附容量[19]。

生物转化是微生物通过酶促反应改变重金属化学形态，降低其毒性。例如，产碱杆菌分泌的铬还原酶可将高毒的 Cr^{6+} 还原为低毒的 Cr^{3+} ；硫酸盐还原菌在厌氧条件下生成 H_2S ，与重金属结合形成溶度极低的硫化物沉淀[20]。生物固定则通过微生物代谢产物促进重金属沉淀，如巴氏芽孢杆菌水解尿素产生碳酸根离子，吸附 Pb^{2+} 进行沉淀；解磷微生物分泌的有机酸可释放土壤 P 元素，与 Cd^{2+} 形成 $\text{Cd}_3(\text{PO}_4)_2$ 沉淀，实现重金属的长期稳定化[21]。在实际应用中，针对黄河下游滩区土壤 Cd 污染问题，以土壤-冬小麦系统为研究对象，选取巴氏芽孢杆菌对 Cd 污染土壤进行修复。实验结果证明：添加巴氏芽孢杆菌发酵液能够显著降低黄河滩区 Cd 污染土壤中可交换态 Cd 含量，提高土壤铵态氮及有效磷含量。在其固化土壤重金属 Cd 的同时增加了土壤细菌群落的均匀度及几丁质分解细菌的相对丰度，进而增加了土壤碳循环相关酶活性，促进小麦生长[22]。

Table 1. Comparison of physical, chemical and bioremediation technologies
表 1. 物理、化学、生物修复技术对比

修复类型	核心原理	适用污染物	优点	缺点
物理修复	磁分离：铁磁性共沉淀靶向去除	Pb、Fe、Ni 等铁磁性重金属	修复周期短(1~4 周)，见效快	仅适用于低有机质土壤(有机质 > 10%时去除率降 41%)，设备要求高
	热脱附：挥发性差异实现相态转移	Hg、As、Se 等易挥发性重金属	去除率高(可达 90%以上)	能耗高，破坏土壤团粒结构，不适用于耕地
	电动修复：电场驱动离子迁移(电迁移/电渗流/电泳)	Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 等阳离子型重金属	针对性强，可处理复合污染	能耗高，受土壤含水率影响
化学修复	原位钝化：化学形态转化为稳定态(沉淀/离子交换/络合)	中低度 Cd、Pb、Hg、Cr 等	成本低(3~5 万元/公顷)，操作简单，不破坏土壤结构	未削减重金属总量，需长期监测(酸化易导致再活化)
	化学淋洗：淋洗剂解吸转移至液相	中高度 Pb、Cd、Cu 等	修复效率高(复配淋洗剂去除率达 96.3%)	易引发二次污染，导致土壤养分流失
生物修复	超富集植物：特异吸收-转运-富集	轻度 Cd、Zn、Cu、Pb 等	环境友好，改良土壤肥力	周期长(3~5 年)，生物量有限，受植物生长条件限制
	微生物修复：生物吸附/转化/固定	轻度 Cd、 Cr^{6+} 、Pb 等	成本低，无二次污染，可改善土壤微生态	受环境条件(pH、温度)影响大，修复效果不稳定

Table 2. Quantitative comparison of typical farmland heavy metal pollution remediation cases
表 2. 典型农田重金属污染修复案例量化对比

修复技术	污染场地	目标污染物	去除率	修复时间
热脱附(工业遗留农田改造)	美国底特律汽车工业周边农田	Pb	表层土壤 Pb 从 860 mg/kg 降至 200 mg/kg 以下(去除率 76.7%)	2 周
电动修复(复合淋洗剂强化)	安徽某农田	Cu、Zn、Cd、Pb	平均去除率 67.1%、65.4%、80.2%、58.6%	4 周
原位钝化(改性膨润土)	某工业区周边农田	Cd	有效态 Cd 从 1.2 mg/kg 降至 0.15 mg/kg (降低率 87%)	28 天 (稳定 3 年)
化学淋洗(EDTA + FeCl_3)	山西太原农田	Pb	去除率 96.3% (淋洗剂浓度 0.1 mol/L)	1~2 周
超富集植物(印度芥菜)	四川尾矿库周边农田	Cd、Zn	土壤 Cd 总量去除率 30%~35%	3~5 年 (连续种植)
微生物修复(巴氏芽孢杆菌)	黄河滩区农田	Cd	可交换态 Cd 降低率 40%~50%	2~3 个月
联合修复(生物炭 + 印度芥菜)	广西某农田	Cd	土壤 Cd 总量去除率 42%	2 年
联合修复 (巴氏芽孢杆菌 + 改性膨润土)	黄河滩区农田	Cd	可交换态 Cd 降低率 65%	3 个月

3. 结论

综合对土壤重金属污染修复技术的系统分析与典型案例(见表 2), 本研究得出以下核心结论: 修复技术的选择必须遵循“因地制宜”原则, 需综合考虑污染程度、土壤理化性质、修复目标时限及经济成本等多重因素。物理修复(如客土法、电动修复)虽见效迅速但成本高昂且易破坏生态; 化学修复(如固化/稳定化、化学淋洗)虽经济高效却面临长期稳定性不足与二次污染风险; 生物修复(如植物提取、微生物修复)虽生态友好可持续, 但修复周期显著延长。因此, 单一技术难以应对复杂污染场地的多维需求, “联合修复”成为突破技术瓶颈的必然趋势, 例如螯合剂强化植物提取(化学-生物协同)或热脱附结合淋洗(物理-化学协同)可显著提升重金属去除效率并缩短修复周期。修复效果的长期稳定性是技术应用的“关键屏障”, 需建立全周期监测体系评估极端气候(如酸雨、冻融循环)对固化体结构或生物群落稳定性的潜在影响, 避免二次释放风险。

4. 对土壤重金属污染修复技术未来展望

基于对土壤重金属修复领域前人研究的梳理, 未来技术的发展将深刻体现“绿色可持续”、“精准高效”和“系统融合”三大核心理念, 修复策略将从单一的工程干预转向多技术协同的生态工程。农田土壤重金属污染修复不仅要求降低重金属的生物有效性与生态风险, 更核心的挑战在于修复过程必须与持续的农业生产相协调, 保障粮食安全与土地可持续利用。因此, 未来的技术发展将深刻围绕“边生产边修复”这一核心理念, 推动修复策略从理论化、单一化的工程干预, 转向与农艺措施深度融合的精准生态实践。

修复材料的绿色化与功能化将成为化学修复的核心方向。传统的强化学试剂(如 EDTA)因其环境风险正被逐步淘汰。未来研究将聚焦于研发高效、低污染式的绿色修复剂。例如, 纳米羟基磷灰石、改性生物炭、层状双金属氢氧化物(LDHs)等材料[23][24], 不仅能通过吸附、沉淀、离子交换等方式高效固定重金属, 其本身具备的环境友好性和土壤改良潜力也备受关注。通过表面功能化修饰(如负载巯基、氨基), 这些材料的选择性吸附能力和稳定性将得到进一步提升, 实现“固定化修复”与“土壤健康”的双重目标。

生物修复技术将从“自然筛选”迈向“人工强化”与“多界联合”。单纯的植物修复受限于植物生长慢、生物量小和重金属特异性。未来, 植物-微生物联合修复体系将与常规农艺措施深度结合。例如, 将具有重金属耐受或富集能力的豆科植物纳入轮作或间作体系。豆科植物通过共生固氮作用, 不仅能减少对合成氮肥的依赖, 还能通过根系分泌物和残体归还增加土壤有机质, 从而改善土壤结构、增强微生物活性, 并促进长期碳储存[25]。这种“修复-培肥”一体化模式, 在降低重金属迁移性的同时, 直接提升了土壤健康和农业生产力, 实现了生态与生产效益的双赢。通过基因工程技术培育超积累植物或提高植物的生物量和抗逆性, 同时接种特异性的根际促生菌(PGPR)或丛枝菌根真菌(AMF) [26][27], 可以大幅提升修复效率。例如, 利用转基因植物过表达金属螯合肽(如植物螯合素)或金属转运蛋白, 并结合能分泌有机酸、铁载体的微生物, 可协同强化根际重金属的活化和植物吸收。这种“设计型修复群落”是实现大面积、中低污染场地修复的可行路径。

实现“边生产边修复”的前提是对污染状况和修复效果进行动态、精准的评估。未来的农田修复将依赖低成本、高时空分辨率的原位监测技术。通过高密度环境传感器网络、地球化学模型和人工智能算法, 可以实现污染空间分布的精准刻画, 并动态优化修复方案。例如, 在污染热点区域采用短时高效的电动修复或淋洗技术[8], 而在大面积扩散区域则施用缓释型钝化剂的同时种植重金属超富集植物[28], 形成“工程干预-自然恢复”的梯度修复模式。这种“因地制宜、精准施策”的策略, 能最大程度地平衡修复成本、效率与环境影响。

综上所述, 土壤重金属修复的未来是多种绿色技术智能耦合、协同作用的过程, 其发展深度依赖于环境科学、材料学、微生物学和信息技术的交叉创新, 最终目标是构建具有韧性和生产力的健康土壤生态系统。

参考文献

- [1] Huang, Y., Chen, Q., Deng, M., Japenga, J., Li, T., Yang, X., *et al.* (2018) Heavy Metal Pollution and Health Risk Assessment of Agricultural Soils in a Typical Peri-Urban Area in Southeast China. *Journal of Environmental Management*, **207**, 159-168. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.072>
- [2] 沈慧. 湖南土壤重金属污染防治的探索之路[J]. 有色冶金节能, 2016, 32(5): 59-60.
- [3] 李如忠, 徐晶晶, 姜艳敏, 等. 铜陵市惠溪河滨岸带土壤重金属形态分布及风险评估[J]. 环境科学研究, 2013, 26(1): 88-96.
- [4] 李秋莹, 于婵, 周艳, 等. 铬胁迫对丹参种子萌发及幼苗生理特性的影响[J]. 种子, 2024, 43(1): 124-129.
- [5] 苗亚琼, 林清广, 广西师范学院北部湾环境演变与资源利用教育部重点实验室. 广西土壤重金属镉污染及对人体健康的危害[J]. 环境与可持续发展, 2016, 41(5): 171-173.
- [6] 孙海龙, 杨庆, 宋媛媛. 矿区场地土壤重金属吸附反应固载与磁分离移除技术研究[EB/OL]. https://kns.cnki.net/kcms2/article/abstract?v=hmNf6PfbaBsf2jld8YNkSGRYR-oowciE-iTyqlxGpNw8wUJwueAP5vYHiVD4bBL8DN_gGFHmQtRYV4G7DnPW-dVFaspGXX4ZwuBj2an-9r9xz-5ZWdXnq-ha3jbFhPEAJqoIs_wMsx5zsBvms3b4QyCRj4kgTwLOvyV8GNRy5C1AKty8IGORfPQ==&uniplat-form=NZKPT&language=CHS, 2026-02-05.
- [7] 雷婷武. 污染土壤修复技术及发展趋势探索[J]. 清洗世界, 2023, 39(1): 167-169.
- [8] 王坚, 张磊, 崔勇, 等. 基于工程案例的污染地块土壤异位热脱附污染排放分析[J]. 环境工程学报, 2025, 19(8): 2016-2025.
- [9] 黄金鹏, 韦行, 孙梦强, 等. 重金属污染土壤电动修复技术研究进展及展望[J]. 土壤, 2024, 56(6): 1173-1183.
- [10] 陈文轩, 李茜, 王珍, 孙兆军. 中国农田土壤重金属空间分布特征及污染评价[J]. 环境科学, 2020, 41(6): 2822-2833.
- [11] 丁跃. 重金属复合污染土壤的强化电动修复及机理研究[D]: [硕士学位论文]. 合肥: 安徽大学, 2024.
- [12] Wyszowski, M. and Kordala, N. (2023) Importance of Compost, Bentonite, and Calcium Oxide in Reducing Trace Element Content in Maize on Agricultural Soil Contaminated with Diesel Oil. *Agriculture*, **13**, Article No. 1948. <https://doi.org/10.3390/agriculture13101948>
- [13] 刘领, 悦飞雪, 李继伟, 等. 镉胁迫下生物炭与锌/钾叶面肥促进烟草生长降低镉富集的协同效应[J]. 植物营养与肥料学报, 2019, 25(6): 982-990.
- [14] 贺运鸣 山. FeCl₃ 与 EDTA 复合淋洗剂修复铅污染土壤的协同效应研究[J]. 山西化工, 2025, 45(8): 240-242.
- [15] 谷雨, 蒋平, 李明德, 等. 商陆修复土壤重金属污染研究进展[J]. 湖南农业科学, 2018(1): 119-122.
- [16] 魏名扬. 重金属耐受菌联合印度芥菜对土壤镉-锌复合污染的修复研究[D]: [硕士学位论文]. 成都: 四川大学, 2023.
- [17] 冯子龙. 玉米与香根草、伴矿景天间作对重金属 Cd、Pb 污染土壤的修复研究[D]: [硕士学位论文]. 温州: 温州大学, 2017.
- [18] 龚文, 徐素云, 魏然, 等. 黑麦草与生物炭联合修复砷污染土壤的交互作用机制: 根际降解与吸附竞争[J]. 环境科学学报, 2025, 45(11): 379-388.
- [19] 岳飞雪. 生物炭负载枯草芽孢杆菌 *Bacillus subtilis* 对 Cd、Cu 污染土壤的修复研究[D]: [硕士学位论文]. 咸阳: 西北农林科技大学, 2025.
- [20] 吴雨菲, 孙军柯, 庞安冉, 等. 硫酸盐还原菌脱硫弧菌 S5 还原硫酸盐和重金属 Cr(VI)的性质分析[J]. 微生物学报, 2025, 65(11): 5022-5036.
- [21] 陈永贵, 江昭明, 付俊, 等. 巴氏芽孢杆菌固化污染土的培养优化与矿化机制[J]. 同济大学学报(自然科学版), 2025, 53(4): 635-643.
- [22] 王靖. 巴氏芽孢杆菌对黄河滩区镉污染土壤修复及冬小麦镉富集影响[D]: [硕士学位论文]. 开封: 河南大学, 2024.

-
- [23] 李轶荣. 生物炭和有机肥不同配比对稻麦轮作系统下根际土壤及环境的影响研究[D]: [硕士学位论文]. 雅安: 四川农业大学, 2024.
- [24] 叶顺云. 木薯秸秆生物质炭负载层状双金属氢氧化物复合材料的制备及对 Pb(II)、Cd(II)和 Cu(II)的吸附性能研究[D]: [硕士学位论文]. 桂林: 广西师范大学, 2024.
- [25] Wang, J., Zhao, Q., Zhong, Y., Ji, S., Chen, G., He, Q., *et al.* (2023) Biological Nitrogen Fixation in Barren Soils of a High-Vanadium Region: Roles of Carbon and Vanadium. *Soil Biology and Biochemistry*, **186**, Article ID: 109163. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.109163>
- [26] Li, W., Li, W., Xing, L. and Guo, S. (2022) Effect of Arbuscular Mycorrhizal Fungi (AMF) and Plant Growth-Promoting Rhizobacteria (PGPR) on Microorganism of Phenanthrene and Pyrene Contaminated Soils. *International Journal of Phytoremediation*, **25**, 240-251. <https://doi.org/10.1080/15226514.2022.2071832>
- [27] Baghaie, A.H. and Aghilizefreeni, A. (2019) Neighbor Presence of Plant Growth-Promoting Rhizobacteria (PGPR) and Arbuscular Mycorrhizal Fungi (AMF) Can Increase Sorghum Phytoremediation Efficiency in a Soil Treated with Pb Polluted Cow Manure. *Journal of Human, Environment, and Health Promotion*, **5**, 153-159. <https://doi.org/10.29252/jhehp.5.4.2>
- [28] 陈微微, 闫兵刚, 罗玉虎, 等. 陕西省超富集植物种类组成与空间分布特征研究[J]. 中国野生植物资源, 2025, 44(11): 96-103.