



· 水土污染防治与修复 ·

【主持人语】随着工业化与城镇化的快速发展,重金属和抗生素类污染物已成为威胁生态环境与人体健康的严峻问题。重金属具有不可降解、易富集、毒性强等特点,抗生素则易引发抗性基因扩散与生态风险,二者对土壤、水体及生态系统的长期影响不容忽视。推动重金属与抗生素污染治理技术的创新与应用,是实现生态环境持续改善、保障国家生态安全与人民健康的重要使命,也是我国生态文明建设与可持续发展战略的关键环节。

我国高度重视重金属与新兴污染物的防治工作。《土壤污染防治行动计划》《水污染防治行动计划》等一系列文件为重金属污染治理提供了明确的政策指引与行动框架,而抗生素等新污染物治理也被纳入《重点管控新污染物清单》等管理体系。2023年发布的《关于进一步加强重金属污染防治的意见》进一步强调,需以重点区域、重点行业、重点污染物为突破口,强化源头防控、过程监管与末端治理,推动治理体系与治理能力现代化。在此背景下,发展高效协同治理技术与系统解决方案、深化重金属与抗生素的修复机理研究,已成为环境科学与工程领域的重要前沿方向。

本期“水土污染防治与修复”专栏共收录4篇论文,围绕重金属及抗生素的修复技术开发及管理政策优化等方面,开展了多维度的深入探讨,旨在为我国环境污染治理提供科学依据与技术支撑。其中,《土壤重金属污染修复技术应用现状与展望》系统综述了当前土壤重金属污染修复领域的主要技术,对比分析了物理、化学、生物及联合修复技术的适用条件与局限性,并指出绿色可持续修复是未来发展的关键方向;《改性凹凸棒土对Cd(II)、Pb(II)的吸附性能》通过碱热改性技术优化材料结构,显著提升了凹凸棒土对水体中Cd(II)与Pb(II)的吸附性能,为重金属污染水体的低成本修复提供了新型材料选择;《油橄榄果渣土壤改良剂的制备及其在重金属污染土壤修复中的应用》通过筛选高效降解功能菌株,实现了油橄榄果渣的资源化利用,制备出符合农用标准的有机改良剂,并验证了其在促进作物生长、降低土壤重金属生态风险及抑制作物重金属累积方面的协同效应;《核桃青皮生物炭负载腐植酸对水中四环素吸附效应》则以农业废弃物核桃青皮为原料,制备生物炭-腐植酸复合材料,系统研究其对水体中四环素的吸附行为与机制,为有机污染水体的资源化治理提供了新思路。

本专栏论文体现了我国在重金属和抗生素污染治理领域的技术积累,更反映了多领域协同创新在应对复杂环境问题中的重要作用。未来,我们应进一步加强基础研究与工程应用的结合,推动智能化、精准化、系统化的污染治理技术体系构建,同时注重政策创新与社会共治,为实现“美丽中国”目标提供坚实保障。

【主持人】朱晓丽,西北大学城市与环境学院教授。

土壤重金属污染修复技术应用现状与展望

朱晓丽,寇兵,柯玉鑫,司绍诚

西北大学 城市与环境学院,陕西 西安 710127

摘要 由于采矿、金属冶炼及化工生产等人类活动向土壤中输入了大量重金属,导致了土壤质量下降和功能退化,土壤重金属污染治理已成为当前的重要研究热点之一。然而,受

收稿日期:2025-10-17 修回日期:2025-11-13

基金项目:陕西省重点研发计划项目(2020ZDLNY06-06);陕西省农业科技创新驱动项目(NYKJ-2022-XA-02)。

第一作者:朱晓丽,女,教授,博士生导师,从事污染物过程机理及修复研究,xiaolizhu@nwu.edu.cn。

污染程度、污染范围及修复成本等多种因素影响,各类修复技术在实际应用方面仍然存在一些短板。基于此,本文概述了现有土壤重金属修复技术在修复机制、优缺点及应用现状等方面的研究动态,阐述了不同技术的发展前景。其中,物理修复在周期和效率上的优势难以弥补其在成本和对土壤破坏方面的应用劣势,化学稳定对重金属的持久钝化作用还需长期监测,而生物修复的应用场景和强化措施仍有待完善,而结合不同修复技术特性的联合修复方法可显著提高重金属污染土壤的修复效率,并降低能耗,具备更好的发展潜力与应用前景。此外,对重金属修复技术的研究方向提出了展望,以期为土壤污染阻控及防治工作提供一些理论依据。

关键词 重金属污染; 土壤环境; 修复治理; 应用范围

中图分类号:X-1 **DOI:**10. 16152/j. cnki. xdxbzr. 2026-01-001

Application of soil heavy metal pollution remediation technology : Current status and perspectives

ZHU Xiaoli, KOU Bing, KE Yuxin, SI Shaocheng

College of Urban and Environmental Science, Northwest University, Xi'an 710127, China

Abstract Human activities such as mining, metal smelting, and chemical production have imported a large amount of heavy metals into the soil, which leads to a decline in soil quality and functional degradation. Soil heavy metal pollution remediation has become one of the important research hotspots at present. However, affected by a variety of factors such as pollution level, pollution range, and repair cost, there are still some shortcomings in the practical application of various repair technologies. This paper summarizes the research trends of existing soil heavy metal remediation technologies of remediation mechanism, advantages and disadvantages, and application status, and expounds on the development prospects of different technologies. The advantages of physical remediation of cycle time and efficiency hardly compensate for the disadvantages of its application of cost and damage to the soil. The lasting passivation of heavy metals by chemical stabilization needs long-term monitoring. The application scenarios and strengthening measures for bioremediation still need to be improved. Meanwhile, this study indicates that the combination of different remediation technologies can significantly improve the remediation efficiency of heavy metal-contaminated soil and reduce energy consumption, which has better development potential and application prospects. In addition, this study puts forward the prospect of the research direction of heavy metal remediation technology, intending to provide some theoretical basis for soil pollution control and prevention.

Keywords heavy metal contamination; soil environment; remediation and treatment; scope of application

土壤是支撑地球各类生命的基石,也是大气、水、岩石圈层之间循环的纽带。然而,化石燃料燃烧、污水灌溉、采矿、冶炼、农药化肥过度施用等人类活动产生的土壤重金属污染问题,引发了全球范围内的担忧。《全国土壤污染状况调查公报》显示,我国超过 16.0% 的土壤调查点位受到污染,其中,Cd、Hg、As、Cu、Pb 和 Zn 的超标率分别达到了 7.0%、1.6%、2.7%、2.1%、1.5% 和 0.9%^[1]。而在世界范围内,有统计的重金属污染场地超过 500 万个,污染面积达 2 000 万公顷^[2-3]。随着世界范围内工业化和城市化的不断

发展,土壤重金属污染将进一步趋于严重化和普遍化。

一般研究认为,重金属在潮湿土壤和黏土胶体上的吸附能力很强,导致土壤重金属污染具有持久、隐蔽和不可逆等特点,其已成为降低土壤质量、威胁人类健康的主要因素^[4-5]。当过量重金属进入土壤基质时,将引起土壤养分流失,抑制植物生长^[6-7]。不同于可通过自然净化而削弱环境毒性的有机化合物,重金属迁移性较强,能够通过生物富集进入食物链,同时,它会抑制生物体内相关酶和蛋白质的活性,从而使生物体器官功能受

损^[4,8]。例如,Cd 元素容易积累在人体的肾脏部位,对肾脏产生毒害作用;过量的 As 摄入将会导致人体色素脱失、皮肤及中枢神经系统损伤^[9]。

土壤重金属污染已成为世界上许多国家面临的主要环境挑战之一,因此,针对重金属开展高效、低成本的治理已迫在眉睫。过去数十年间,学者们从物理、化学、生物等方面提出了多种修复方法(见图 1)。这些方法在重金属生物可利用性降

低、总浓度减量及抑制重金属扩散等方面各具优势,在一定程度上具备改善土壤环境的潜力。然而,受限于重金属种类、浓度及修复成本等因素,各类技术在实际大面积土壤修复应用方面还存在一定不足。因此,我们对现阶段存在的不同重金属修复技术进行了分析和归纳,重点讨论了单一技术存在的短板,以期为重金属污染场地土壤的治理提供理论支撑。

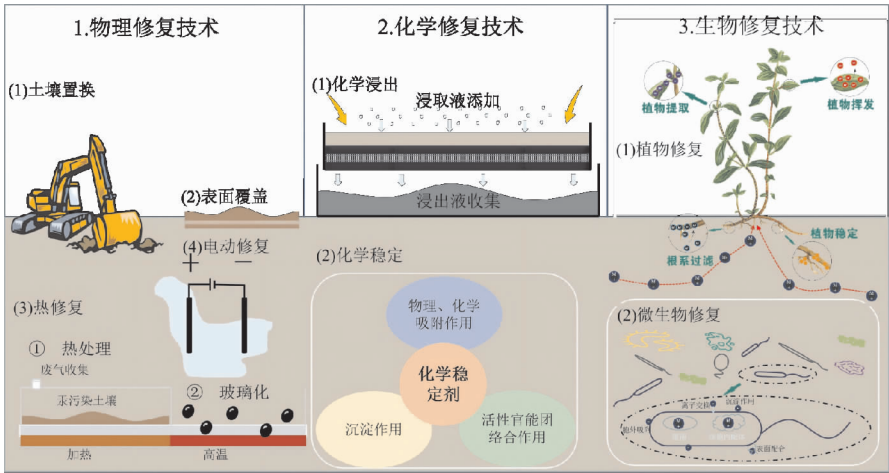


图 1 土壤重金属修复技术示意图

Fig. 1 Schematic diagram of heavy metal remediation technologies for soil

1 物理修复

1.1 表面覆盖和土壤置换

表面覆盖是指将防渗材料覆盖于污染部位表面,形成一个稳定的物理隔离层,从而切断重金属迁移至大气和水体的路径^[10]。水泥、混凝土、沥青和高密度聚乙烯是目前常用的覆盖材料^[2]。然而,防渗覆盖层使土壤失去了自然环境功能,这种方法对于受污土壤风险防控具有较好的效果,但是在土壤功能利用方面短板显著,特别是在支持植物生长上,因此,常用于处理突发性的低浓度污染事件。相较之下,土壤置换则是用干净土壤置换污染土壤,以降低土壤重金属浓度,提高土壤环境的自处理能力^[11-13],该方法具有修复周期短,效率高等优点,且修复后的土壤仍然能够开展农业生产活动。Douay 等采用土壤置换技术,对位于法国北部某铅冶炼厂一块受高浓度 Pb 和 Cd 污染的场地进行了修复,相比于修复前,修复后该场地种植的蔬菜中 Cd 和 Pb 含量分别降低了 88.5% 和 79.6%^[14]。然而,在毛细作用及顺浓度梯度下,经土壤置换后被隔离的重金属仍存在着

迁移风险,从而影响修复效果。在采用土壤置换和表土覆盖修复方法时,需要综合考虑清洁土壤和污染土壤之间的性质差异,以防异位清洁土壤的加入改变污染土壤的 pH、湿度、黏粒含量及土壤有机质等原有生态性质。需要明确的是,上述 2 种修复技术并没有减弱重金属的化学反应性,仅通过物理隔离降低了皮肤接触或偶然摄入的暴露风险。此外,劳动密集和成本高昂是表面覆盖和土壤置换难以跨越的技术障碍,因此,这 2 种技术仅适用于小面积、重污染的浅层土壤修复。

1.2 热修复技术

1.2.1 玻璃化

玻璃化作用是一种热修复技术,利用高温将受重金属污染的土壤转化为玻璃状固体^[12,15],从而使重金属被封装在玻璃基质中。温度是影响土壤玻璃化效果和工艺成本的关键因素。由燃料燃烧及电加热支撑的玻璃化技术由于成本高昂而逐渐被淘汰,新兴的太阳能技术则为玻璃化方法提供了一种新的应用思路。Navarro 等利用太阳能提供的热量^[16],对西班牙某汞、铅矿产生的有害矿山废物在 1 350 ℃ 下进行了玻璃化处理,使 Fe、Mn、Ni、Cu、Zn 等重金属成功地封存在玻璃固体

中,有效固定了重金属和非挥发性无机化合物。此外,由于高温作用,玻璃化技术在去除土壤中挥发性和半挥发性有机污染物等方面也具有良好的效果。与其他物理修复方法相比,玻璃化是处理重金属污染土壤最安全的方法之一。经玻璃化处理后得到的玻璃基质材料具有机械强度高、化学惰性强及防止污染物浸出等优良特性^[10,17],可直接进行填埋或用于铺设道路。玻璃化技术在重金属的长期修复方面性能优越,同时显著减少了废物量。但玻璃化作用对土壤具有强烈的破坏性,需要有效控制并处理由于挥发排放的污染物,以防止空气污染。同时,因修复成本高昂,该技术无法推广至大面积污染土壤修复。

1.2.2 热处理

通过蒸汽、微波或辐射等方法加热污染土壤,并施以负压或载气富集可挥发的重金属,这一技术被称为热处理^[18-19]。热处理过程主要针对可挥发的重金属 Hg。硫化汞、氧化汞及碳酸汞是自然环境条件下 Hg 的主要存在形态^[12],热处理不但可以促使土壤原有 Hg 挥发,而且可以进一步将这些含 Hg 的化合物转化为气态元素 Hg。温度和处理时间是决定土壤净化水平和处理成本的核心因素^[20]。根据温度要求,传统的热处理可分为高温热处理(320 ~ 560 °C)和低温热处理(90 ~ 320 °C)^[14]。Kunkel 等研究发现,在 244 ~ 259 °C 的温度范围内,加热 13 h 左右,可去除土壤中 99.8% 以上的 Hg^[21]。

然而,热修复技术(玻璃化、热处理)均会改变土壤的性质。一方面,高温将引起 SOM 的降解、土壤质地发生变化。而 SOM 的燃烧进一步加剧了土壤 C、N 等元素的损失,降低了植物可利用的营养物质含量。另一方面,热修复技术对土壤微生物生长代谢具有很大的抑制作用,甚至杀死土壤微生物^[22]。因此,加工后的土壤往往不能够再支持农林、绿化等用途。加上技术应用过程中的高温要求和特种设施需求,进一步限制了该技术的推广和普及。

1.3 电动修复

电动修复技术是通过在受污土壤的两侧施加电压,形成电场梯度。在电泳、电渗透或电迁移等作用机制下,重金属离子向电荷相反的电极迁移^[23]。然后采用电镀、共沉淀或离子交换树脂等方法来处理积累在电极上的污染物,从而减少土壤重金属总量^[19,24]。Rosestolato 等对意大利北部

某一工业厂区 400 kg 的 Hg 污染土壤进行电动修复^[25],发现约 60% 的 Hg 在不到 3 个月的时间内被去除。以往的研究已经证明,土壤类型、理化性质、污染年限、电极类型及电极浓度等因素均会对修复电动效果产生影响^[26-28]。电动修复主要是通过电场作用将重金属富集于电极,因此,以离子形态赋存于土壤孔隙溶液中的重金属是电动修复去除的主要对象。对于传统的电动修复,电解土壤孔隙水产生的 H^+ 只能提高土壤溶解态、可交换态和部分碳酸盐结合态重金属的含量,其对重金属的去除能力非常有限^[29]。因此,要去除电导率差(如硫化态及氧化态的重金属)的污染物,就需要对其进行初步溶解。采用酸性溶剂和活化剂促进重金属的解吸和溶出,已成为提高电动修复效率的主要方法^[30]。添加酸性溶剂可以迅速降低土壤 pH 值,影响土壤颗粒的表面电荷和重金属离子的迁移率,促进重金属离子从土壤中的解吸。同时酸性溶剂中和了大量的 OH^- 和 CO_3^{2-} ,进一步阻止了金属氢氧化物和碳酸盐沉淀物的形成。相反,当 pH 值升高时,物质的氧化还原电位降低,还原能力提高。因此,可以通过调整土壤 pH 值来改变重金属的氧化还原电位,用于变价重金属(如 Cr 和 As)的修复过程。整体上,电动修复成本相对较低,对土壤原生环境干扰小。而对于与黏土颗粒和矿物结合能力强、溶解性差的重金属,需要对其进行预处理以提高离子态重金属浓度,进一步提升电动修复的效果。

2 化学修复

加入化学稳定剂来降低土壤中重金属的迁移性和生物可利用性的修复方法称为化学稳定^[31]。化学稳定过程不能从本质上去除或降低土壤环境中的重金属含量,其主要机制是通过化学稳定剂与重金属之间发生表面螯合、化学沉淀、氧化还原及离子交换等反应^[32],抑制土壤中的植物、动物及微生物对重金属的富集作用,进而降低重金属沿食物链进一步积累的可能性^[33]。目前,常用的化学稳定剂主要有黏土矿物、石灰材料、有机堆肥及生物炭^[12,34]。Liu 等研究了土壤中 Cd 浓度对植物萌发潜力及生物量的影响^[35],结果表明,加入生物炭可显著降低土壤中有效态 Cd 含量(与未经处理的土壤样品相比,生物炭添加量为 1%、培养时间为 90 d,有效态 Cd 含量从 90.5% 下降

至35%),促进植物的生长,增加Cd污染土壤的微生物多样性。Tang等研究了生物炭、堆肥及其联合施用对矿区土壤重金属迁移性、理化性质和酶活性的影响^[36],发现化学稳定剂的应用不但降低了Cd和Zn的有效性,而且改善了污染土壤的特性,与单独添加生物炭或堆肥相比,联合施用对土壤pH值、有机质、有机碳和有效钾的改善更为有效。然而,在此修复过程中重金属的生物利用度和固定效果可能随着环境条件的变化而改变。同时,稳定剂的使用也会在一定程度上改变土壤结构,并对土壤中的微生物产生影响。由于不追求土壤中重金属绝对浓度的减少,稳定化处理显著降低了技术应用的成本和操作难度。从现有的研究结果来看,在短期内稳定化处理实现了污染土壤的安全利用,修复后土壤生长的作物富集的重金属含量显著降低。但受限于重金属不可降解的特性,在较长的钝化周期下,稳定化技术的长期持久性和重金属的淋溶风险仍有待进一步深入研究。

与之相反,化学浸出是指用水、酸、螯合剂及表面活性剂等化学试剂从土壤基质中溶解并浸出重金属,同时将浸出液回收处理^[11,37]。通过浸出液与土壤重金属之间发生化学溶解、离子交换、络合等反应,将重金属从土壤转移到液相中^[38]。Tokunaga等研究了不同浓度磷酸对人工污染土壤As的提取效果(As含量为2 830 mg/kg)^[39],研究结果显示,在酸浓度为9.4%下提取6 h,As的提取率可达到99.9%。Wang等评估了4种螯合剂对四川省某一废弃矿区和有色金属冶炼场周围农田土壤中Cd、Pb和Zn的修复效果^[40],研究发现,在最优浸出条件下,矿山土壤中Cd、Pb和Zn的去除效率分别为52.39%、71.79%和34.13%,而农田土壤中Cd、Pb和Zn的去除效率可达到98.28%、91.10%和90.91%。化学浸出技术的修复效率受土壤pH值、黏粒及有机物含量、重金属赋存形态、浸出液性质及固液比等诸多因素的影响。例如,黏性土壤对重金属的吸附作用强,浸出效果相对较差,而酸性土壤中重金属迁移性较强更易浸出。化学浸出可以永久地去除土壤中的金属污染物,这是一种快速、高效的重金属修复方法。然而,人工合成的化学螯合剂(EDTA、EGTA、CDTA等)通常不能被土壤微生物降解,会造成土壤的二次污染^[41-42]。化学药剂的加入可能会导致土壤性质恶化、营养元素和有机质损失,不利于

修复土壤的重新利用。同时,浸出过程中产生的废水也需要后续处理,进一步增加了处置成本。

3 生物修复

3.1 植物修复

生长于重金属污染土壤的超富集植物,在根系吸收土壤营养元素的同时会富集一部分重金属,从而实现土壤重金属的去除和转移。根据植物不同部位在修复过程中起到的作用及机理,可分为叶面挥发、根际过滤、植物稳定和植物摄取4种类型^[43-44]。

植物将其吸收与积累的重金属元素转化为可挥发形态生物分子,并通过蒸发作用释放进入大气的过程称为叶面挥发。此过程主要针对As和Hg等易形成挥发性物质的重金属元素^[20]。该过程只是将重金属从土壤转移到大气中,对环境仍然存在潜在影响。根际过滤是植物通过根系的延伸作用在较大的土壤范围内吸收重金属,从而达到土壤净化的目的。其中,多种半水生植物、水生植物和陆生植物在研究中均被发现适合作为过滤材料。且与水生植物相比,陆生植物更适合作为原位或异位根际过滤植物,因为他们有更为发育良好的根,为吸收重金属提供了更大的表面积^[45]。研究者利用向日葵从受污染的地下水去除U,发现植物通过根滤去除U的效率可达到90%以上,且U在根部积累^[46]。同时植物还可通过稳定作用降低重金属可利用性,防止其进入水体及食物链,减少其对环境的危害^[47]。目前该过程在对Cd、Pb和Cr污染处理方面应用前景较广,而对其他重金属元素处理效果需要进一步提高。此外,该处理过程中重金属的形态虽然发生了转化,但土壤中的重金属总量并没有减少,所以仍然是一个潜在的污染源。植物摄取指通过收获对重金属高效吸收的超富集植物的地上部来达到减少土壤中重金属含量的一项技术^[48]。超富集植物的选取是植物富集重金属的关键,蜈蚣草可超富集As,龙葵及海州香薷可有效吸收Cu,东南景天对Zn具有较好的吸收效果,商陆是Mn的超富集植物,十字花科类植物对Ni具有很高的富集能力^[49-51]。周期长、效率低是植物修复的主要短板。因此,在实际应用中应结合场地修复的实际需求、超富集植物生理特性和场地环境差异,辅以适当的强化措施以弥补植物修复的缺陷。

植物修复强化是以增加修复植物生物量和提升土壤有效态重金属含量,提高植物对重金属吸收和转化能力的技术。根据已有研究成果,强化技术可分为基因工程技术、螯合诱导修复技术、接种根际微生物技术等^[52-53]。

基因工程是将对重金属污染土壤有修复作用的异源目的基因转入超富集植物,在植物体内进行有效的表达并参与重金属吸收、转化、络合及挥发等过程,最终提高植物对重金属的耐受和富集能力^[54-55]。常见的异源目的基因有硫蛋白基因、植物螯合肽合成酶基因、转运及转化重金属蛋白相关基因等。Zhang 等研究了不同浓度 Cd 胁迫条件下耐 Cd 基因 H18 和敏感基因 P9 对甘蓝型油菜富集 Cd 的作用^[56],结果表明,在 Cd 胁迫初期 H18 主要通过提高 Cd 的酶抗氧剂活性来促进油菜解毒。然而,基因工程技术用于强化植物修复也存在以下风险:① 基因工程可能会对土著微生物群落的生存产生威胁;② 以粮食、饲料等作物为重金属超富集体,会导致含有大量重金属的转基因植物被动物摄入,最终通过食物链对人体健康产生威胁。因此,在基因改造植物用于植物修复重金属之前,必须对转基因植物进行土壤微生物和人体安全性评价,同时要禁止该植物作为畜禽饲料。

螯合诱导修复技术是指通过施加化学物质改变土壤重金属形态,促进重金属向植物可利用态转化,从而提高重金属的植物摄取量^[57]。因此,螯合剂在此过程中发挥了关键作用,其能够打破土壤液相和固相之间的重金属分配平衡,提高土壤孔隙水中游离态重金属的浓度^[44]。常用的化学螯合剂有 EDTA、EDDS、DTPA 等^[58]。有学者研究了 2 种苕麻对土壤中重金属的富集能力,2 种苕麻的根、茎、叶中的 Pb、Zn、Cd 浓度远高于天然土壤中的正常植物,在经过 10 mmol/kg 的 EDTA 处理后,这 2 种植株中的 Pb 或 Cd 浓度显著增加,其中 Cd 的含量比对照组增加了 2.2 ~ 3.3 倍^[59-60]。然而,螯合剂的应用也存在一定的弊端。虽然螯合剂能够促进土壤颗粒中重金属的溶出和增强植物体富集,但土壤微生物对其的降解能力较差,且高浓度的螯合剂使用也会对植物部分组织产生损伤,抑制植物生长。

作为土壤的重要组成部分,大量生长于重金属污染土壤中的微生物被发现能够通过与植物根际分泌物产生协同作用,改变土壤重金属的生物

有效性^[61-62]。同时微生物自身也能通过分泌植物生长调节剂、螯合剂和抗生素等作用机制增强植物的环境适应能力,缓解重金属毒性并为植物生长提供营养物质^[63]。有学者以盆栽试验考察了罗尔斯通菌等 3 种细菌在强化植物修复 Cu 污染土壤中的作用,结果显示,3 种菌株均能通过分泌 ACC 脱氢酶和吡啶乙酸促进欧洲油菜的生长和对 Cu 的吸收,在初始 Cu 浓度分别为 2.5 mg/kg 和 5.0 mg/kg 的条件下,欧洲油菜地上部分的 Cu 含量增加了 9% ~ 31%^[64-65]。微生物影响植物对重金属迁移和转化过程主要是通过增强植物抗性和优化根际环境实现的,且根际微生物对土壤和植物不具有负面作用,因而被认为是改良植物对重金属耐性和富集能力的一条有效途径。

虽然植物修复具有成本低、公众接受度高等独特优点,但其对重金属具有一定的耐性范围,仅适用于低/中度污染的表层土壤修复。强化技术为解决植物修复周期长、效率低等弊端提出了新思路,后续研究应集中于提高强化技术的认识,克服植物修复与强化技术联用的缺陷。例如,基因工程给生态环境带来的潜在威胁目前尚不明确;微生物受外界环境影响较大,且其富集的重金属依然存在于土壤中;人工合成的化学螯合剂通常不能被微生物降解,可能引发二次污染。

3.2 微生物修复

微生物修复是指利用对重金属具有抗性的细菌或真菌通过胞外吸附、胞内隔离、离子交换、沉淀作用及氧化还原等反应影响土壤重金属的形态及价态,从而降低其毒性及生物有效性^[66-67]。相关研究已筛选出了对重金属具有强络合能力的微生物,这种络合作用主要依赖于该微生物在代谢过程中产生的具有大量阴离子络合基团的物质,如铵盐、硫代硫酸盐、氰化物及小分子有机酸等^[64,68]。关志国等探究了红球菌 HX-2 所产胞外多糖对 Cu 的吸附作用^[68],结果表明,胞外多糖主要由葡萄糖、甘露糖和岩藻糖等物质组成,其对 Cu^{2+} 的最大吸附量可达 144.93 mg/g。Roy 等的研究显示^[69],硫还原菌主要基于 2 种途径实现硫酸盐还原。一方面,硫酸盐在硫还原菌的呼吸过程中充当电子受体而被还原为 S^{2-} ,另一方面,部分硫酸盐可以被硫还原菌利用合成氨基酸,而后通过脱硫作用将 S^{2-} 分泌排出。2 种途径下所产生的 S^{2-} 能够与重金属阳离子发生沉淀反应,从而降低重金属的毒性和迁移性。相比于细菌,真

菌具有生物量大、生长速度快、对环境要求低、抗逆性强等优势^[70]。Li 等研究表明^[71], *Phanerochaete chrysosporium* 胞外聚合物 (EPS) 主要由多糖和蛋白质组成,其含有丰富的羧基 (-COOH)、羟基 (-OH) 和氨基 (-NH) 等官能团。相比于对照组,施加 5 天菌龄 *Phanerochaete chrysosporium* 产生的 EPS 对不同水平污染下 Pb 的去除率均可提高 12.0% 以上,且在低污染水平下,EPS 对 Pb 的固定化效果更好。此外,*Phanerochaete chrysosporium* EPS 中多糖含量与其对重金属的去除能力之间的相关性明显强于蛋白质,表明 EPS 中的多糖物质在其固定重金属的过程中发挥的作用高于蛋白质^[72]。然而,微生物修复方法很容易受到温度、氧气条件、湿度、pH 及营养元素含量等因素的影响,尤其是接种的功能微生物在异地污染土壤中不仅要耐受重金属的毒性,还要与土著微生物竞争生存空间,导致单一的微生物修复技术往往难以在应用中取得较好的效果。以生物炭等材料作为载体固定化微生物在近期的研究中受到了广泛关注^[73]。当载体固定化微生物应用于污染土

壤中,载体的吸附作用首先屏蔽了重金属对接种微生物的毒害作用,同时降低了其与土著微生物的竞争作用,更有利于定殖,可进一步提高微生物修复效率。

基于不同应用场景和需求,研究者们提出了各种土壤重金属的修复技术(见表 1)。针对中高度污染土壤,在恢复其生态功能较为困难的情况下,采用表土覆盖、玻璃化、热处理、化学浸出技术可以在短期内快速实现重金属的封存或去除。土壤置换和化学稳定则能在降低重金属毒性的同时保持土壤原有的生态功能,有利于后续生产活动的开展。生物修复受限于机体对重金属的耐受性,仅适用于低中度重金属污染土壤修复,此类修复技术对土壤扰动最小,最具可持续性。然而,不同技术也存在难以克服的短板。物理修复往往成本高昂,使用范围窄;化学浸出对土壤产生了极端的扰动,同时需要考虑后续浸出液的安全处理,而化学稳定的修复效果仍需长期检测;生物修复技术周期长、效率低,无法应用于高浓度重金属污染土壤修复。

表 1 重金属污染土壤修复技术优、缺点及应用现状

Tab. 1 Advantages, disadvantages and application status of heavy metal contaminated soil remediation technology					
修复技术		适用性	工作机制	优点	缺点
物理修复	表面覆盖	原位、高污染,例如冶炼厂区、矿区等其他工业区	物理隔离	操作简单,周期短	成本高,仅限于小面积污染,修复后土壤不适用于农业用途
	土壤置换	原位、高污染,例如冶炼厂区、矿区等其他工业区	物理稀释	操作简单,安全性较高	置换的污染土壤需进一步处理,潜在成本高,可能造成土壤肥力损失等,不适用于农业重金属污染修复
	玻璃化	原位和异位,高污染,例如冶炼厂区、矿区等其他工业区	物理封存	高效、永久性补救措施,减量化处理,玻璃化固体有潜在重复利用价值	成本高,可能产生挥发性污染物,仅限于小面积/体积污染的非农业土壤
	热处理	原位和异位,挥发性高污染重金属	高温使重金属挥发	安全、工艺简单,设备灵活,有效提取和回收挥发重金属	成本高,需要单独收集气体,破坏土壤结构
	电动修复	原位,中高度污染	电场作用下污染物迁移	土壤干扰小	耗时、效率低,适用于具有低渗透性的小团粒结构土壤

续表 1

修复技术		适用性	工作机制	优点	缺点
化学修复	化学稳定	原位,中高度污染,例如冶炼厂区、矿区及农业土壤	降低重金属迁移性及生物有效性	相对经济,简单、高效、快速	临时有效性,重金属仍然残留在土壤中,同时改变土壤的理化性质
	化学浸出	异位、中高度污染,例如冶炼厂区、矿区等其他工业区	用机械分离和化学萃取法去除污染物	高效,快速	对土壤产生极端扰动
生物修复	植物修复	原位,低中度污染,例如冶炼厂区、矿区、农业土壤	用植物去除污染物和/或稳定重金属	公众接受度高,成本低,土壤干扰最小,易于实施,适用于大、低污染的地区	仅限于浅层污染,周期长,效率低
	微生物修复	原位,低中度污染,例如冶炼厂区、矿区、农业土壤	微生物引起的重金属转化	成本低,实施简单,土壤干扰小	效率低

4 联合修复技术

鉴于土壤生物地球化学条件的复杂性和污染物的分布异质性,各种修复方法往往被结合起来应用,以实现修复目标。相较于单一技术而言,联合重金属修复技术能够综合不同技术的优势,实现不同技术之间的优势互补,从而摆脱单一技术的应用局限性,更好的发挥降低污染土壤重金属毒性的功能。将化学络合与植物提取相结合,可提升植物根际土壤中生物有效态重金属浓度,进一步促进了植物对重金属的富集和转运。此外,部分生物络合剂可以刺激植物生长,提高其对重金属的耐受性。方治国等研究发现,低分子有机酸主要是通过调控植物生长发育、提高根际微生物活性、减轻重金属毒性等途径提高植物对重金属的耐受能力及富集效率^[74]。化学浸出后再进行稳定化处理,可进一步降低重金属的迁移风险。Zhai 等使用氯化铁和石灰分别作为土壤浸出液和稳定剂,实验结果表明,化学浸出与稳定化联合修复可使污染土壤中酸溶态 Cd、Cu、Pb 和 Zn 的浓度分别降低 95.6%、79.1%、81.4% 和 72.5%^[75]。将经有机酸萃取后富含重金属离子的提取液进行电化学吸附有效降低了重金属的总量和生物利用性。Yang 等以柠檬酸钠为萃取剂^[76],从污染土壤中提取 Cu 和 Zn,然后使用活性炭电极吸附提取液中 Cu 和 Zn。当 pH 为 8.3、吸附电位为 0.9 V 时,土壤中 Cu 的总浓度和生物有效性浓度分别

降低了 64.1% 和 81.5%,Zn 的总浓度和生物有效性浓度分别降低了 20.6% 和 23.1%。此外,如化学稳定联合微生物修复^[77]、有机酸提取结合电动修复^[78-79]、电动修复联合植物提取^[80-82]以及微生物辅助植物修复^[83]等其他联合修复技术也已被广泛报道。综上,结合物理、化学及生物三大类修复方法的联合修复技术可显著提高重金属污染土壤的修复效率,以其能耗低、环境友好等优势具有良好的发展潜力与应用前景。

5 结论与展望

重金属污染已成为影响环境质量,威胁人类健康的主要因素。随着环境保护意识的增强,重金属修复技术在过去数十年间得到了快速发展。物理、化学和生物修复技术已广泛应用于农田、矿山及冶炼场地等重金属污染土壤修复。物理修复技术可以在短期内高效、彻底去除土壤重金属,但该方法成本通常较高,对土壤破坏性强,仅适用于重度污染场地土壤修复;化学修复具有快速高效、操作方便及相对经济等优点,但化学药剂的添加可能会进一步改变土壤性质及功能,易引发二次污染;相比于物理、化学修复技术,生物修复具有安全环保、接受度高、对环境干扰小等独特优点,适用于大面积、轻中度重金属污染土壤修复。上述几种修复技术具有不同的优点及短板。因此,在应用于实际污染场地时,必须综合考虑重金属种类、浓度、场地特征、修复目标、成本和修复后用

途等其他因素。综上,针对目前土壤重金属修复技术的应用现状,提出以下几点展望。

1)化学稳定技术并不能彻底去除土壤中的重金属,只是暂时抑制了重金属的迁移及生物有效性。自然环境变化和人为扰动可能会引起重金属形态改变,从而引发二次污染。因此,亟需一种长期有效的重金属稳定效果监测体系及相关补救措施。

2)螯合剂是化学浸出和螯合诱导修复技术的核心,人工合成的螯合剂一般不可降解,对土壤生物具有毒害作用,不适合改良土壤大规模应用。因此,寻找一种环境友好、价格低廉的天然螯合剂,已成为土壤重金属高效、低成本修复的研究热点之一。

3)在环境保护和可持续发展的背景下,植物修复对自然环境及生态系统干扰最小。周期长、效率低是限制植物修复应用的主要因素,但关于强化技术的研究目前尚不成熟。此外,修复植物对生存环境有特定的要求,还需更多去挖掘适应性强、生物量大、重金属耐性高的超累积植物。

4)微生物固定土壤重金属的主要机制是胞外吸附和胞内隔离。微生物残体分解后,其富集的重金属将被重新释放到土壤中,从而限制了微生物修复技术的应用和推广。因此,还需大量研究来开发一种新的微生物修复策略,以解决从土壤中分离重金属耐性微生物的问题。

参考文献

- [1] 中华人民共和国生态环境部. 全国土壤污染状况调查公报[EB/OL]. (2014-04-17) [2025-05-20]. http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/qt/201404/t20140417_270670.htm.
- [2] RAJENDRAN S, PRIYA T A K, KHOO K S, et al. A critical review on various remediation approaches for heavy metal contaminants removal from contaminated soils[J]. *Chemosphere*, 2022, 287: 132369.
- [3] KHALID S, SHAHID M, NIAZI N K, et al. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2017, 182: 247-268.
- [4] LI Z Y, MA Z W, VAN DER KUIJP T J, et al. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 468: 843-853.
- [5] TANG Q, LIU G J, ZHOU C C, et al. Distribution of environmentally sensitive elements in residential soils near a coal-fired power plant: Potential risks to ecology and children's health[J]. *Chemosphere*, 2013, 93 (10): 2473-2479.
- [6] 张益硕,周仲魁,杨顺景,等. 重金属污染土壤修复原理与技术[J]. 有色金属(冶炼部分), 2022 (10): 124-134.
ZHANG Y S, ZHOU Z K, YANG S J, et al. Principles and technologies for remediation of heavy metal contaminated soil[J]. *Nonferrous Metals (Extractive Metallurgy)*, 2022(10): 124-134.
- [7] BELYAEVA O N, HAYNES R J. Comparison of the effects of conventional organic amendments and biochar on the chemical, physical and microbial properties of coal fly ash as a plant growth medium[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2012, 66 (7): 1987-1997.
- [8] DONG W M, BIAN Y R, LIANG L Y, et al. Binding constants of mercury and dissolved organic matter determined by a modified ion exchange technique[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(8): 3576-3583.
- [9] ZHANG X W, YANG L S, LI Y H, et al. Impacts of lead/zinc mining and smelting on the environment and human health in China[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2012, 184(4): 2261-2273.
- [10] LIU L W, LI W, SONG W P, et al. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 633: 206-219.
- [11] DERAKHSHAN NEJAD Z, JUNG M C, KIM K H. Remediation of soils contaminated with heavy metals with an emphasis on immobilization technology[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2018, 40 (3): 927-953.
- [12] GONG Y Y, ZHAO D Y, WANG Q L. An overview of field-scale studies on remediation of soil contaminated with heavy metals and metalloids: Technical progress over the last decade[J]. *Water Research*, 2018, 147: 440-460.
- [13] DHALIWAL S S, SINGH J, TANEJA P K, et al. Remediation techniques for removal of heavy metals from the soil contaminated through different sources: A review[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2020, 27(2): 1319-1333.
- [14] DOUAY F, ROUSSEL H, PRUVOT C, et al. Assessment of a remediation technique using the replacement of contaminated soils in kitchen gardens nearby a for-

- mer lead smelter in Northern France[J]. *Science of the Total Environment*, 2008, 401: 29-38.
- [15] MALLAMPATI S R, MITOMA Y, OKUDA T, et al. Dynamic immobilization of simulated radionuclide ^{133}Cs in soil by thermal treatment/vitrification with nanometallic Ca/CaO composites[J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2015, 139: 118-124.
- [16] NAVARRO A, CARDELLACH E, CAÑADAS I, et al. Solar thermal vitrification of mining contaminated soils[J]. *International Journal of Mineral Processing*, 2013, 119: 65-74.
- [17] MEUSER H. *Soil Remediation and Rehabilitation: Treatment of Contaminated and Disturbed Land*[M]. Dordrecht: Springer, 2013: 118-124.
- [18] SONG P P, XU D, YUE J Y, et al. Recent advances in soil remediation technology for heavy metal contaminated sites: A critical review[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 838: 156417.
- [19] YAO Z T, LI J H, XIE H H, et al. Review on remediation technologies of soil contaminated by heavy metals[J]. *Procedia Environmental Sciences*, 2012, 16: 722-729.
- [20] WANG J X, FENG X B, ANDERSON C W N, et al. Remediation of mercury contaminated sites: A review[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012, 221: 1-18.
- [21] KUNKEL A M, SEIBERT J J, ELLIOTT L J, et al. Remediation of elemental mercury using in situ thermal desorption (ISTD) [J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(7): 2384-2389.
- [22] O' BRIEN P L, DESUTTER T M, CASEY F X M, et al. Thermal remediation alters soil properties-a review[J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 206: 826-835.
- [23] WANG J H, ZHANG Q, SHAO X Z, et al. Properties of magnetic carbon nanomaterials and application in removal organic dyes[J]. *Chemosphere*, 2018, 207: 377-384.
- [24] RAHMAN Z, JAGADHEESWARI, MOHAN A, et al. Electrokinetic remediation: An innovation for heavy metal contamination in the soil environment[J]. *Materials Today: Proceedings*, 2021, 37: 2730-2734.
- [25] ROSESTOLATO D, BAGATIN R, FERRO S. Electrokinetic remediation of soils polluted by heavy metals (mercury in particular) [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 264: 16-23.
- [26] FIGUEROA A, CAMESELLE C, GOUVEIA S, et al. Electrokinetic treatment of an agricultural soil contaminated with heavy metals[J]. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 2016, 51(9): 691-700.
- [27] KIM Y H, KIM D H, JUNG H B, et al. Pilot scale ex-situ electrokinetic remediation of arsenic contaminated soil [J]. *Separation Science and Technology*, 2012, 47: 14-15.
- [28] SALEEM M, CHAKRABARTI M H, IRFAN M F, et al. Electrokinetic remediation of nickel from low permeability soil[J]. *International Journal of Electrochemical Science*, 2011, 6(9): 4264-4275.
- [29] SUN Z Y, ZHAO M M, CHEN L, et al. Electrokinetic remediation for the removal of heavy metals in soil: Limitations, solutions and prospection[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 903: 165970.
- [30] WANG Y C, HAN Z J, LI A, et al. Enhanced electrokinetic remediation of heavy metals contaminated soil by biodegradable complexing agents[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 283: 117111.
- [31] REN B Y, SHEN W, LI L, et al. 3D CoFe_2O_4 nanorod/flower-like MoS_2 nanosheet heterojunctions as recyclable visible light-driven photocatalysts for the degradation of organic dyes[J]. *Applied Surface Science*, 2018, 447: 711-723.
- [32] PORTER S K, SCHECKEL K G, IMPELLITTERI C A, et al. Toxic metals in the environment: Thermodynamic considerations for possible immobilization strategies for Pb, Cd, As, and Hg[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2004, 34(6): 495-604.
- [33] TAJUDIN S A, AZMI M M, NABILA A A. Stabilization/solidification remediation method for contaminated soil: A review[J]. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 2016, 136: 012043.
- [34] SUN L M, WU Q L, LIAO K, et al. Contribution of heavy metals to toxicity of coal combustion related fine particulate matter ($\text{PM}_{2.5}$) in *Caenorhabditis elegans* with wild-type or susceptible genetic background[J]. *Chemosphere*, 2016, 144: 2392-2400.
- [35] LIU W, LI Y L, FENG Y, et al. The effectiveness of nanobiochar for reducing phytotoxicity and improving soil remediation in cadmium-contaminated soil [J]. *Scientific Reports*, 2020, 10(1): 858.
- [36] TANG J Y, ZHANG L H, ZHANG J C, et al. Physicochemical features, metal availability and enzyme activity in heavy metal-polluted soil remediated by biochar and compost[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 701: 134751.
- [37] GUO X F, WEI Z B, WU Q T, et al. Effect of soil

- washing with only chelators or combining with ferric chloride on soil heavy metal removal and phytoavailability: Field experiments[J]. *Chemosphere*, 2016, 147: 412-419.
- [38] FERRARO A, VAN HULLEBUSCH E D, HUGUENOT D, et al. Application of an electrochemical treatment for EDDS soil washing solution regeneration and reuse in a multi-step soil washing process: Case of a Cu contaminated soil[J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, 163: 62-69.
- [39] TOKUNAGA S, HAKUTA T. Acid washing and stabilization of an artificial arsenic-contaminated soil[J]. *Chemosphere*, 2002, 46(1): 31-38.
- [40] WANG G Y, PAN X M, ZHANG S R, et al. Remediation of heavy metal contaminated soil by biodegradable chelator-induced washing: Efficiencies and mechanisms [J]. *Environmental Research*, 2020, 186: 109554.
- [41] PICCOLO A, SPACCINI R, DE MARTINO A, et al. Soil washing with solutions of humic substances from manure compost removes heavy metal contaminants as a function of humic molecular composition[J]. *Chemosphere*, 2019, 225: 150-156.
- [42] BORGGAARD O K, HOLM P E, STROBEL B W. Potential of dissolved organic matter (DOM) to extract As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn from polluted soils: A review [J]. *Geoderma*, 2019, 343: 235-246.
- [43] LAGHLIMI M, BAGHDAD B, EL HADI H, et al. Phytoremediation mechanisms of heavy metal contaminated soils: A review[J]. *Open Journal of Ecology*, 2015, 5(8): 375-388.
- [44] SHEN X, DAI M, YANG J W, et al. A critical review on the phytoremediation of heavy metals from environment: Performance and challenges[J]. *Chemosphere*, 2022, 291: 132979.
- [45] CRISTALDI A, CONTI G O, JHO E H, et al. Phytoremediation of contaminated soils by heavy metals and PAHs. A brief review[J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2017, 8: 309-326.
- [46] SHARMA P, PANDEY S. Status of phytoremediation in world scenario[J]. *International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation*, 2014 2(4): 178-191.
- [47] BASHARAT Z, NOVO L A B, YASMIN A. Genome editing weeds CRISPR: What is in it for phytoremediation? [J]. *Plants*, 2018, 7(3): 51.
- [48] LEI M, WAN X M, GUO G H, et al. Phytoextraction of arsenic-contaminated soil with *pteris vittata* in Henan Province, China: Comprehensive evaluation of remediation efficiency correcting for atmospheric depositions[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2018, 25(1): 124-131.
- [49] ALGUACIL M M, TORRECILLAS E, LOZANO Z, et al. Arbuscular mycorrhizal fungi communities in a coral cay system (Morrocoy, Venezuela) and their relationships with environmental variables[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 505: 805-813.
- [50] GRANT C, BITTMAN S, MONTREAL M, et al. Soil and fertilizer phosphorus: Effects on plant P supply and mycorrhizal development[J]. *Canadian Journal of Plant Science*, 2005, 85(1): 3-14.
- [51] STERCKEMAN T, GOSSIAUX L, GUIMONT S, et al. How could phytoextraction reduce Cd content in soils under annual crops? Simulations in the French context[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 654: 751-762.
- [52] GAVRILESCU M. Enhancing phytoremediation of soils polluted with heavy metals[J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 2022, 74: 21-31.
- [53] CAO X F, CUI X W, XIE M, et al. Amendments and bioaugmentation enhanced phytoremediation and microecology for PAHs and heavy metals co-contaminated soils[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 426: 128096.
- [54] EAPEN S, D'SOUZA S F. Prospects of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals [J]. *Biotechnology Advances*, 2005, 23 (2): 97-114.
- [55] SARMA H, ISLAM N F, PRASAD R, et al. Enhancing phytoremediation of hazardous metal(loid)s using genome engineering CRISPR-Cas9 technology [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 414: 125493.
- [56] ZHANG F G, XIAO X, WU X M. Physiological and molecular mechanism of cadmium (Cd) tolerance at initial growth stage in rapeseed (*Brassica napus* L.) [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 197: 110613.
- [57] 韩少华, 唐浩, 黄沈发. 重金属污染土壤螯合诱导植物修复研究进展[J]. *环境科学与技术*, 2011, 34(S1): 157-163.
- HAN S H, TANG H, HANG S F. Review of chelate-induced phytoremediation in heavy metal contaminated soil[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 34(S1): 157-163.
- [58] YAN L, LI C L, ZHANG J J, et al. Enhanced phyto-

- extraction of lead from artificially contaminated soil by mirabilis Jalapa with chelating agents[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2017, 99(2): 208-212.
- [59] ZHOU J H, YANG Q W, LAN C Y, et al. Heavy metal uptake and extraction potential of two *bechmeria nivea* (L.) gaud. (ramie) varieties associated with chemical reagents[J]. Water, Air & Soil Pollution, 2010, 211(1): 359-366.
- [60] DIPU S, KUMAR A A, THANGA S G. Effect of chelating agents in phytoremediation of heavy metals[J]. Remediation Journal, 2012, 22(2): 133-146.
- [61] LEBEAU T, BRAUD A, JÉZÉQUEL K. Performance of bioaugmentation-assisted phytoextraction applied to metal contaminated soils: A review[J]. Environmental Pollution, 2008, 153(3): 497-522.
- [62] FADZLI F S, RASHID M, ALI YAQOOB A, et al. Electricity generation and heavy metal remediation by utilizing yam (*Dioscorea alata*) waste in benthic microbial fuel cells (BMFCs)[J]. Biochemical Engineering Journal, 2021, 172: 108067.
- [63] REN A Z, LI C, GAO Y B. Endophytic fungus improves growth and metal uptake of *Lolium arundinaceum* Darbyshire ex. Schreb[J]. International Journal of Phytoremediation, 2011, 13(3): 233-243.
- [64] ZHANG Y F, HE L Y, CHEN Z J, et al. Characterization of ACC deaminase-producing endophytic bacteria isolated from copper-tolerant plants and their potential in promoting the growth and copper accumulation of *Brassica napus*[J]. Chemosphere, 2011, 83(1): 57-62.
- [65] MA Y, RAJKUMAR M, LUO Y M, et al. Phytoextraction of heavy metal polluted soils using *Sedum plumbizincicola* inoculated with metal mobilizing *Phyllobacterium myrsinacearum* RC6b[J]. Chemosphere, 2013, 93(7): 1386-1392.
- [66] PRIYA A, NAGAN S. Remediation of heavy metals from electroplating effluent using bacterial strains in up flow immobilized column reactor[J]. Journal of Pure and Applied Microbiology, 2015, 9: 1411-1416.
- [67] BABU A G, SHEA P J, SUDHAKAR D, et al. Potential use of *Pseudomonas koreensis* AGB-1 in association with *Miscanthus sinensis* to remediate heavy metal (loid)-contaminated mining site soil[J]. Journal of Environmental Management, 2015, 151: 160-166.
- [68] 关志国, 王晓花, 常世辉, 等. 红球菌 HX-2 所产胞外多糖的特性和对 Cu^{2+} 的吸附[J]. 微生物学通报, 2020, 47(10): 3171-3182.
- GUAN Z G, WANG X H, CHANG S H, et al. Adsorption of Cu^{2+} by exopolysaccharide from *Rhodococcus* sp. HX-2[J]. Microbiology China, 2020, 47(10): 3171-3182.
- [69] ROY VAN S, VANBROEKHOVEN K, DEJONGHE W, et al. Immobilization of heavy metals in the saturated zone by sorption and in situ bioprecipitation processes[J]. Hydrometallurgy, 2006, 83(1/2/3/4): 195-203.
- [70] SINGH S, JHA P, JOBBY R. Fungi: A promising tool for bioremediation of toxic heavy metals[J]. Bioremediation for Environmental Sustainability, 2021: 123-144.
- [71] LI N J, ZHANG X H, WANG D Q, et al. Contribution characteristics of the in situ extracellular polymeric substances (EPS) in *Phanerochaete chrysosporium* to Pb immobilization[J]. Bioprocess and Biosystems Engineering, 2017, 40(10): 1447-1452.
- [72] 吴磊, 张学洪, 李宁杰, 等. 胞外聚合物在白腐真菌去除镉过程中的作用[J]. 桂林理工大学学报, 2020, 40(1): 177-181.
- WU L, ZHANG X H, LI N J, et al. Roles of extracellular polymeric substances in cadmium removal by white rot fungi[J]. Journal of Guilin University of Technology, 2020, 40(1): 177-181.
- [73] SI S C, KE Y X, XUE B Q, et al. Immobilized sulfate reducing bacteria (SRB) enhanced passivation performance of biochar for Zn[J]. Science of the Total Environment, 2023, 892: 164556.
- [74] 方治国, 谢俊婷, 杨青, 等. 低分子有机酸强化植物修复重金属污染土壤的作用与机制[J]. 环境科学, 2022, 43(10): 4669-4678.
- FANG Z G, XIE J T, YANG Q, et al. Role and mechanism of low molecular-weight-organic acids in enhanced phytoremediation of heavy metal contaminated soil[J]. Environmental Science, 2022, 43(10): 4669-4678.
- [75] ZHAI X Q, LI Z W, HUANG B, et al. Remediation of multiple heavy metal-contaminated soil through the combination of soil washing and in situ immobilization[J]. Science of the Total Environment, 2018, 635: 92-99.
- [76] YANG X, LIU L H, TAN W F, et al. Remediation of heavy metal contaminated soils by organic acid extraction and electrochemical adsorption[J]. Environmental Pollution, 2020, 264: 114745.
- [77] 邓敏, 程蓉, 舒荣波, 等. 攀西矿区典型重金属污染土壤化学-微生物联合修复技术探索[J]. 矿产

综合利用, 2021(4): 1-9.

[78] 马强, 卫泽斌, 吴启堂. 化学淋洗联合电动技术修复重金属污染土壤的效果及其机制[J]. 环境科学, 2023, 44(3): 1668-1677.

MA Q, WEI Z B, WU Q T, et al. Effectiveness and mechanisms of chemical leaching combined with electrokinetic technology on the remediation of heavy metal contaminated soil[J]. Environmental Science, 2023, 44(3): 1668-1677.

[79] 李晓宝, 董焕焕, 任丽霞, 等. 螯合剂修复重金属污染土壤联合技术研究进展[J]. 环境科学研究, 2019, 32(12): 1993-2000.

LI X B, DONG H H, REN L X, et al. Effects of chelating agent combination technologies on soil contaminated by heavy metals[J]. Research of Environmental Sciences, 2019, 32(12): 1993-2000.

[80] CANG L, WANG Q Y, ZHOU D M, et al. Effects of electrokinetic-assisted phytoremediation of a multiple-metal contaminated soil on soil metal bioavailability and uptake by Indian mustard[J]. Separation and Purification Technology, 2011, 79(2): 246-253.

[81] MAO X Y, HAN F X, SHAO X H, et al. Electrokinetic remediation coupled with phytoremediation to remove lead, arsenic and cesium from contaminated paddy soil[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2016, 125: 16-24.

[82] 魏树和, 徐雷, 韩冉, 等. 重金属污染土壤的电动-植物联合修复技术研究进展[J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 2019, 43(1): 154-160.

WEI S H, XU L, HAN R, et al. Review on combined electrokinetic and phytoremediation technology for soil contaminated by heavy metal[J]. Journal of Nanjing Forestry University(Natural Sciences Edition), 2019, 43(1): 154-160.

[83] 宋艳艳, 李一丹, 万鹰昕, 等. 植物-微生物联合修复重金属的研究进展[J]. 有色金属(冶炼部分), 2023, (1): 25-32.

SONG Y Y, LI Y D, WAN Y X, et al. Research progress of plant-microbe combined phytoremediation of heavy metals[J]. Nonferrous Metals(Extractive Metallurgy), 2023, (1): 25-32.

(编辑 李波)