生态学杂志

*Chinese Journal of Ecology*

ISSN 1000-4890,CN 21-1148/Q



生态学杂志》网络首发论文

题目： 重金属污染土壤修复研究进展：原理与技术

作者： 王泓博，苟文贤，吴玉清，李伟

DOI： 收稿日期： 网络首发日期： 引用格式：

10.13292/j.1000-4890.202108.037

2021-03-29 2021-06-08 王泓博，苟文贤，吴玉清，李伟．重金属污染土壤修复研究进展：原理与技 术．生态学杂志**.** <https://doi.org/10.13292/j.1000-4890.202108.037>

Gna啊新洌

VCx [www.cnki.net](http://www.cnki.net)

**网络首发**：在编辑部工作流程中，稿件从录用到出版要经历录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿等阶 段。录用定稿指内容己经确定，且通过同行评议、主编终审同意刊用的稿件。排版定稿指录用定稿按照期 刊特定版式（包括网络呈现版式）排版后的稿件，可暂不确定出版年、卷、期和页码。整期汇编定稿指出 版年、卷、期、页码均己确定的印刷或数字出版的整期汇编稿件。录用定稿网络首发稿件内容必须符合《出 版管理条例》和《期刊出版管理规定》的有关规定；学术研究成果具有创新性、科学性和先进性，符合编 辑部对刊文的录用要求，不存在学术不端行为及其他侵权行为；稿件内容应基本符合国家有关书刊编辑、 出版的技术标准，正确使用和统一规范语言文字、符号、数字、外文字母、法定计量单位及地图标注等。 为确保录用定稿网络首发的严肃性，录用定稿一经发布，不得修改论文题目、作者、机构名称和学术内容, 只可基于编辑规范进行少量文字的修改。

**出版确认**：纸质期刊编辑部通过与《中国学术期刊（光盘版）》电子杂志社有限公司签约，在《中国 学术期刊（网络版）》出版传播平台上创办与纸质期刊内容一致的网络版，以单篇或整期出版形式，在印刷 出版之前刊发论文的录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿。因为《中国学术期刊（网络版）》是国家新闻出 版广电总局批准的网络连续型出版物（ISSN 2096-4188, CN 11-6037/Z），所以签约期刊的网络版上网络首 发论文视为正式出版。

网络首发时间：2021-06-08 15:34:53

网络首发地址：<https://kns.cnki.net/kcms/detail/21.1148Q20210608.1413.005.html>

DOI：10.13292/j.1000-4890.202108.037 **重金属污染土壤修复研究进展：原理与技术** 王泓博 1 苟文贤 1 吴玉清 2 李 伟 1\* (1南京大学地球科学与工程学院，表生教育部重点实验室，南京 210023；2苏州鸿灌环境技 术有限公司，江苏苏州 215200)

**摘 要** 土壤重金属污染已经成为全球主要的环境污染类型之一，极大危害了环境质量、人 类健康和国家粮食安全。为了降低重金属污染的影响，过去数十年来，基于物理化学和生物 科学的基本知识，开发了各种土壤修复技术，旨在降低重金属的浓度或生物利用度。本文对 十种土壤修复技术进行了评述，包括封装、填埋、土壤置换、电动修复、热处理、玻璃化、 土壤冲洗、稳定/固化、植物修复和生物修复。重点讨论了这些修复技术的原理、适用条件、 优缺点、技术可行性。此外，还论述了—自然衰减汀这一基于地球科学的重金属污染土壤修复 策略。最后，本文就选择合适的修复技术、弥补关键知识差距以及克服实际挑战提出了一些 建议。

**关键词** 重金属；土壤污染；修复；地球科学；自然衰减

**Progress in remediation technologies of heavy metals contaminated soil: Principles and technologies.**

WANG Hong-bo1, GOU Wen-xian1, WU Yu-qing2, LI Wei1**[[1]](#footnote-2) [[2]](#footnote-3)**

(1Key Laboratory of Surficial Geochemistry (Ministry of Education), School of Earth Science and Engineering, Nanjing University, Nanjing 210023, China; 2Hongguan Environment Technology Co., Ltd., Suzhou 215200, Jiangsu, China).

**Abstract:** Soil contamination by heavy metals is one of the worldwide environmental problems, which has been a major concern to environmental quality, human health, and national food security. To mitigate the adverse effects of heavy metals contamination, a variety of soil remediation technologies have been developed based on fundamental knowledge of physical, chemical, and biological sciences in the past decades, which aim to reduce the concentrations or bioavailability of heavy metals. Here we critically reviewed ten remediation techniques, including encapsulation, landfilling, soil replacement, electrokinetic remediation, thermal treatment, vitrification, soil washing, stabilization/solidification, phytoremediation, and bioremediation. Their principles, technical feasibility and applicable conditions were evaluated, and the merits and disadvantages were discussed. In addition, we also proposed that the basic earth science could contribute to remediating of heavy metals contaminated soils as a natural attenuation process. Finally, this article pinpointed how to choose a suitable remediation technology, and how to fulfill key knowledge gaps and to overcome practical challenges.

**Key words:** heavy metal; soil contamination; remediation; earth science; natural attenuation.

土壤是人类赖以生存发展的基础之一，但当前全球大量土壤已受到或正面临着重金属污 染。土壤重金属污染是指人类活动将重金属带入土壤中，致使其含量明显高于自然背景值， 并造成生态破坏和环境质量恶化的现象(崔斌等， 2012)。由于重金属的非生物降解性、毒 性、持久性和在食物链中的生物累积性，因此它会通过食物链进入人体，最终损害人类健康。 当进入机体的重金属含量超出人体最大处理容量时，会引发各种疾病，如肝、肾、肠胃、神 经组织等损伤，严重的还会导致致畸、致癌和致突变等，危害极大(阮玉龙等，2015)。并 且高浓度的重金属会影响土壤微生物种群及其相关活动，这可能会影响土壤肥力(Minrnkova *et al*., 2017)。据估计，欧盟有350万个地点可能受到污染，其中50万个地点受到高度污染， 需要修复措施(Mahar *et al.,* 2016)。在美国，约有600000 hm2的土地(尤其是棕地)受到 了重金属污染(Khalid *et al,* 2017)。原中国环保部和国土资源部联合发布的《全国土壤污染 状况调查公报》表明，全国土壤重金属总体超标率为 16.1%， Cd、As、Cu、Hg、Pb、Se、 Zn 和 Ni 的超标率分另U达 7.0%、1.6%、2.7%、2.1%、1.5%、1.1%、0.9%和 4.8%(环境保护 部和国土资源部， 2014)。土壤重金属的主要来源为工农业活动，包括来自矿山尾矿的地表 径流、采矿和冶炼活动、化石燃料燃烧、车辆使用、水泥制造和电子废物处理期间释放的粉 尘、用不纯的矿物磷肥或污水污泥对土壤施肥、污水灌溉农田等(Hou *et al,* 2020)。在这 些过程中，重金属以化合物(无机或有机)或元素形态进入土壤(Khalid *et al,* 2017)。

为了有效修复重金属污染土壤，过去数十年间，人们已经提出了多种物理、化学、生物 修复方法。这些方法或能减少污染物总浓度、或能降低其生物利用度、或能遏制重金属污染 物扩散，从而实现环境改善。实际应用中，这些修复方法的适用范围、效率、成本各有优劣。 因此需要对于这些修复技术进行综合比较，以便对它们的适用性、发展现状和前景做出合理 评估。此外，自然和(或)人类活动产生的重金属进入土壤，都可以看作是元素地球化学循 环的一部分。因此，地球科学相关知识将在重金属污染土壤修复中发挥重要作用。预计该综 述将为选择合适的修复技术、改良传统修复技术、开发新的修复技术以及将地球科学知识与 修复技术相结合提供一定的帮助。

1. 土壤重金属形态

某一重金属在土壤中的总量并不能真实评价其环境行为和生态效应，它在土壤中的形态、 含量及其比例才是决定其对环境及周围生态系统造成影响的关键因素(雷鸣等， 2007)。土 壤中重金属的形态和分布受到多种非生物和生物过程的影响，包括在矿物表面吸附和解吸附， 进入到沉淀或共沉淀中，通过矿物溶解释放，以及与植物和微生物的相互作用等(Brown *et al*., 1999)。

利用顺序化学萃取分析方法可将土壤中的重金属分为水溶性和可交换态、碳酸盐结合态、 铁锰氧化物结合态、有机物结合态和残余态(Tessier *et al.,* 1979)。水溶性和可交换态通常 是最具生物利用性的形态；与碳酸盐、铁锰氧化物、有机物结合的形态通常不具有生物利用 性，但是在土壤环境条件发生变化时，它们会释放出来，成为活性态；而残余态是最稳定的 形态，通常不对生物构成毒性。土壤中重金属的形态受多种因素的影响，如土壤pH值、有 机质含量、碳酸盐含量、氧化还原电位、铁锰氧化物含量、黏土矿物含量、重金属种类等 (Antoniadis *et al*., 2017; McBride *et al*., 1997; Rieuwerts *et al*., 2015)。

1. 物理修复方法

**2.1** 封装技术 封装技术是将污染土壤原地装填在一个设计合理的物理封闭系统中，消除污染物的场外 扩散和现场污染物的生物接触。该系统包括覆盖层、侧屏障以及底部密封层。覆盖层是为了 阻止地表水流下渗将污染物淋滤出来，污染地下水，常用材料通常是人造织物或黏土层。侧 向屏障是为了阻止污染物的横向迁移，常见的侧向屏障有钢制板桩墙、钻孔桩墙、泥浆墙、 喷射灌浆墙等(Meuser, 2013)。当污染土壤的底部接近或低于地下水位时，则需要底部密 封层。

封装技术适用于面积小、深度浅但污染严重的场地，如放射性核素、石棉、多环芳香族 碳氢化合物(PAHs)、重石油烃和混合废物污染的场地(Liu *et al*.,2018)。虽然封装能有效防 止污染物扩散，但不能降解污染物，因此需要对隔离和封闭系统进行长期现场监测，以防止 污染物泄露。实施这项技术的成本取决于场地的岩土性质和污染物的深度。随着污染深度的 增加，成本也随之增加（ Khan *et al.,* 2004）。

* 1. 土壤填埋

土壤填埋技术又被称为—挖运”技术，是将受污染的土壤从原来的位置挖掘岀来，运输到 具有填埋许可的填埋场进行处理。填埋场主要由基底衬砌和顶盖两部分构成。基底衬砌由上 面的过滤层，中间的排水层和下面的防渗层组成。过滤层（如级配良好沙土层）能使渗滤液 从污染土壤中渗漏岀来，但颗粒物质无法渗岀；排水层包含一系列收集管道，用于从填埋场 底部收集所有渗滤液并将其运至地表进行处理；防渗层的作用是防止渗滤液流岀污染地下水 （Hodson, 2010）。顶盖则主要防止雨水的渗入，并保持地面径流远离填埋场地（Liu *et al,* 2018）。除此之外，还应该铺设监测系统，实时监测填埋场的渗漏情况。

该方法成熟、易于实施，对于场地重金属污染具有良好的修复效果，并且适用于多种污 染物。限制该技术适用性和有效性的因素包括：在挖掘和运输过程中可能会产生无序排放、 污染场地与最近的填埋场之间的距离可能较远、可以处理某些废物（例如混合废物、放射性 废物）的填埋场地数量有限、污染物从填埋场中泄露、未经适当设计和维护的填埋场可能产 生臭味和昆虫问题（Yeung, 2010）。

* 1. 换土修复

换土法通过将污染土壤深翻替换到底层、在污染土壤上覆盖清洁土壤、将污染土壤挖走 再换上洁土壤等方法来修复土壤（周东美等， 2004）。 Douay 等（2008）对法国北部一个重 金属污染菜地进行了换土修复，后续的蔬菜种植实验表明，换土使得萝卜叶片中的 Cd、 Pb 含量分别从 26.2、41.2 mg-kg-1 （干重）降低到了 2.97、&37 mg-kg-1 （干重）。

该技术能有效地隔离污染土壤和生态系统，减少污染物对环境的影响。但其修复成本高、 工程量大，因此它只适合于面积小、污染严重的浅层土壤。例如，在法国北部的一个换土修 复实验中，修复成本为64 €-m-2 （税前），包括表层污染土壤的移除、未污染土壤的购买、 未污染土壤的重新覆盖等（Douay *et al*., 2008）。除此之外，被清除的受污染土壤往往是危 险废弃物，需要进一步的处理•且成本高昂（Gong *et al,* 2018）。

* 1. 电动修复

电动修复是通过在污染土壤两侧施加直流电压形成电场梯度，土壤中的重金属离子在电 场作用下通过电迁移（离子在土壤溶液中朝向带相反电荷电极方向运动）、电渗流（土壤溶 液在电场作用下相对于带电土壤颗粒移动，一般是阳极向阴极移动）或电泳（土壤溶液中的 带电胶体微粒在电场作用下发生迁移）被带到电极两端从而清洁污染土壤（周东美等，2003）。 在大多数土壤中，离子迁移在电动修复中占主导地位，电渗透在土壤中的质量传输量通常至 少比电迁移所引起的质量传输量小1个数量级（Acar, 1993）。

一般来说，影响电动修复效果的因素包括：土壤性质、电场强度、电极材料、pH、电 解液种类或浓度、运行时间、通电方式等也会对修复效果产生影响（储陆平等， 2020）。电 动修复适用于从层状黏土到细沙土的多种土壤。一般来说，具有低导水率、土壤溶液中含有 较高含量目标离子的土壤，电动修复效果最好（周东美等，2003）。高土壤pH会促进大多 数重金属离子沉淀或吸附，降低修复效率。电压升高可以一定程度增加重金属离子的去除效 率。例如，在均添加HAc-NaAc+EDTA的情况下，将电压从20 V加至40 V时，Cu的去除 效率有较大的提高（Zhou *et al,* 2004）。随着电动修复的进行，重金属离子在土体中的浓度 将降低，孔隙流体中疋浓度则会增加，从而降低其去除效率（Acar, 1993）。电动修复过程 中电极附近会发生电解反应，阴极生成OH-向阳极移动，导致土壤溶液中的自由金属阳离子 过早沉淀，阻塞土壤孔隙，产生—聚焦”效应，降低电动修复效率。针对此效应，可以采取调 节pH或添加化学活化剂等措施避免重金属沉，例如：交换电极法、阳极逼近法、添加强化 剂法、离子交换膜法等（姚卫康等， 2019）。

此外，为了增加土壤中游离态重金属离子的含量，提升修复效率，化学活化剂被广泛使 用。常用的化学活化剂有乙二胺四乙酸(EDTA)、乙二胺二琥珀酸(EDDS)、二乙三胺 五乙酸(DTPA)、亚硝基三乙酸(NTA)、乙酸、柠檬酸、乳酸、酒石酸等(Giannis *et al*.,2009; Hanay *et al*., 2009; 薛浩等, 2015;刘慧等, 2016; Song *et al*., 2016;李超等, 2019)。樊广萍等 (2015)通过在阴极加入柠檬酸增强电动修复效果，使得污染土壤中Cu、Ni、Cr(W)的去 除率分别达到了 68.5%、 53.3%和 52.9%。电动修复具有二次污染少，后处理方便，设备易 于安装和操作，可以从土壤中去除污染物的优点。然而该技术也有一些缺陷，例如：适用的 土壤类型有限、成本高昂、化学活化剂残留可能造成二次污染、施加的电场可能引起土壤 pH 值的波动或局部生物地球化学条件的显著变化。

**2.5** 热处理技术

热处理技术是根据污染物的挥发性，利用蒸汽、微波、红外辐射对污染土壤进行加热， 使污染物(如Hg、As)挥发，然后在负压下或用载气装置收集含重金属的蒸汽，处理(通 常是碳吸附)之后释放到大气中(Khan *et al,* 2004; Yao *et al,* 2012)。污染物去除效率和 成本主要受温度和处理时间影响。一般来说在较高的温度和较长的时间下可以获得更高的修 复效率(Chang *et al,* 2006; Kunkel *et al,* 2006)。热处理 1 h,温度从 120 'C上升到 550 °C, Hg的去除率从5%增加到了 98%；在250 C时，处理时间从0.5 h延长到4 h,去除效率从 67%升到了 81%(Huang *et al*., 2011)。但是热处理温度过高也可能引起黏土矿物的分解， 导致重金属从铁锰氧化物结合态转化为碳酸盐结合态、有机质结合态和残渣态，影响后续的 重金属去除效果(Huang *et al.,* 2011)。

热处理通常适用于非饱和的、具有相对渗透性和的均质污染土壤(Khan *et al.,* 2004)。 它用于原位修复时，具有对土壤扰动小、可以用合理成本处理大量土壤的优点。用于异地修 复时，它具有处理效率高、耗时短、处理装置可移动、工艺简单的优点。该方法的主要缺点 是：能耗大，且只适用于易挥发的污染物。同时，热处理可能会改变土壤的性质，例如使土 壤有机质含量降低、土壤微生物群落受到破坏。

**2.6** 玻璃化技术

玻璃化是利用高温将土壤中的矿物质熔化，从而将重金属隔离在小体积的玻璃材料中 (Mallampati *et al*., 2015)。在玻璃化过程中，重金属离子会化学结合在玻璃材料的非晶态 网格中，生成惰性玻璃材料(Colombo *et al,* 2003)。根据热源的不同，玻璃化技术可分为 电玻璃化(通过插入地面的石墨电极施加高压电产生热能)、热玻璃化(利用微波辐射或天 然气等外部热源加热含有污染土壤的回转式蒸馏罐)、等离子体玻璃化(通过放电诱发等离 子体达到 5000C的高温熔化土壤)(Khan *et al.,* 2004; Liu *et al.,* 2018)。

温度是影响该技术固化效果和工艺成本的关键因素，利用传统的燃料和电能加热，往往 成本高昂，但利用太阳能作为热源可能有助于显著的节能(Gong *et al.,* 2018) °Navarro-Blasco 等(2013)利用太阳能热源对西班牙一座 Hg-Ag-Pb 矿的有害矿山废物和尾矿进行了成功的 玻璃化。当利用电玻璃化和等离子体玻璃化时，还需考虑目标污染土壤的导电性，以便电流 通过这些土壤。

该技术适用于小面积、高污染、低含水率的土壤，具有适用范围广(可用于原位和异位 修复)、修复彻底、速度快，产物稳定的优点。据估算，经过长时间的风化(数千年)，从 这些玻璃材料中浸出的化学元素也只占其初始含量的 0.1%~25%(Meuser, 2013)。但是， 高温会导致易挥发金属(如Hg)逸散，造成环境污染。因此，它不适用于挥发性污染物含 量高的土壤。除此之外，由于需要极高的温度融化土壤中的矿物，因此，在原位或大规模应 用的情况下，该技术成本高昂。玻璃化后的土壤将会失去全部的生态功能，因此需要慎重使 用该技术。

1. **化学修复方法**
2. 土壤淋洗 土壤淋洗法就是使用淋洗剂清洗土壤，使土壤中污染物随淋洗液流出，然后对淋洗液及

土壤进行后续处理，从而修复污染土壤（可欣， 2004）。常用的淋洗剂包括酸、盐及高浓度 氯化物溶液、螯合剂、表面活性剂和氧化还原剂等。这些淋洗剂提取出土壤中重金属离子的 机理包括：H+交换吸附在土壤颗粒上的重金属阳离子，溶解含金属的土壤矿物及土壤中的 金属化合物，与土壤中的金属形成溶解态的金属络合物，降低土壤颗粒表面张力（降低土壤 和重金属的粘附性），将金属转化为更可溶的形式等。淋洗剂的选择取决于土壤中重金属种 类、浓度、形态和土壤pH、阳离子交换能力、有机质含量等因素。理想的淋洗剂应该满足 以下条件：对土壤中重金属污染物的提取效率足够高；与土壤的相互作用弱，不会将土壤中 的营养元素大量提取出来；不会造成土壤的二次污染。因此，发展提取效率高、生物可降解 的淋洗剂具有极好的应用前景。

影响淋洗效率的因素有土壤的性质（土壤质地、有机质含量、阳离子交换容量）、重金 属的性质（重金属种类、存在形态）、工艺操作条件（淋洗剂的种类、淋洗剂的浓度、淋洗 时间、pH）等（高国龙等，2012）。当土壤中含有多种重金属污染物时，则可以使用连续 淋洗提取的方法。对于有机质、铁锰氧化物、碳酸盐、黏土含量高，同时具有阴离子和阳离 子重金属污染物，土壤阳离子交换能力强，重金属主要以残留态存在的土壤，土壤淋洗法的 效率则不高。在高pH条件下，重金属离子易于沉淀或吸附在土壤颗粒表面，则不易被淋洗 出来。最易通过化学淋洗去除重金属的组分是：可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合 态的重金属离子（Peters, 1999）。

土壤淋洗方法具有原位和异位修复均适用、修复时间短、效率高、可修复重金属严重污 染场地等优点。但该方法可能会导致土壤有机质和有益元素的淋失，淋洗剂残留也可能造成 二次污染，并且将重金属与淋洗液分离也具有复杂性，这会增加修复成本。最后，它只能去 除可提取部分的重金属污染物。

1. 化学固定

化学固定又被称为固化/稳定（S/S）技术，被认为是最有效、最低风险的修复方法之一， 因而被广泛应用。它是指向土壤中添加固化/稳定剂，改变重金属在土壤中的存在形态，降 低重金属在土壤环境中的溶解迁移性、浸出毒性和生物有效性，减少由于雨水淋溶或渗滤对 动植物造成危害（赵述华等， 2013）。化学固定方法修复重金属污染土壤的微观机制包括： 吸附、离子交换、表面氧化/还原、共沉淀、固溶体、微包裹等。吸附可分为内圈（离子与 固体官能团直接结合）和外圈（金属中心与矿物表面之间存在水或羟基配体）吸附。离子交 换通常与黏土矿物夹层中阳离子与溶液中物种的交换有关，表面氧化还原反应过程则可能改 变土壤重金属的形态。结构结合则可能涉及到共沉淀、固溶体、微包裹。将含有污染物的微 米或纳米级沉淀物包裹起来，会使污染土壤的渗透性降低，从而减少通过处理过的土壤的水 通量和降低污染物的浸出潜力。

化学固定又可分为土壤固化和土壤稳定两种方法。固化是指将重金属污染物封存在具有 高结构完整性的整体固体中的过程，稳定通常是指通过将重金属污染物转化为非活化、毒性 较小的形式来降低污染物造成的风险的过程。

良好的固化剂对土壤固化技术有着决定性作用，常用的固化剂有普通硅酸盐水泥、飞灰、 生石灰、磨细高炉矿渣、铝酸钙水泥等（表 1）。回收材料、工业副产品等可作为低成本、 可持续的替代品，作为固化剂的原材料。实现土壤完全固化的一个关键是固化剂与污染土壤 的充分混合。可以使用螺旋搅拌的方法将污染土壤与固化剂混合，如果污染物深入土壤，可 将固化剂泥浆注入地下，并使用装有喷嘴头和大型搅拌机的起重机将其与废物混合（Liu *et al*., 2018）。土壤固化技术是将污染土壤转化为不透水的固体块，因此，一般情况下封存的 污染物不会泄漏。例如，在英国西德雷顿的一个地点进行了实地研究发现，在使用水泥基固 化剂修复17年后，其中的Cu、Ni、Zn、Pb和Cd的可浸岀浓度仍低于2009年《私人供水 条例》(英国)中的标准，证明了水泥基固化剂在修复重金属污染土壤方面的良好效果(Wang *et al*., 2014)。

土壤固化技术并没有除去土壤中的污染物，仍需要考虑这些固体块遭受风化而使污染物 释放岀来的风险。除此之外，土壤固化技术会使污染土壤的生态价值丧失，因此，该技术应 该慎重使用。

稳定化方法修复重金属污染土壤不会使土壤固结。它将改良剂添加到污染土壤中，通过 表面络合、化学沉淀、离子交换和吸附等方式，从而限制重金属在土壤中的迁移并降低生物 有效性(Porter *et al,* 2004)。常用的改良剂有黏土矿物、磷酸盐化合物、石灰材料、金属 氧化物和生物炭等(表1)(Gong *et al,* 2018)。我国黏土矿物资源储量巨大、分布广泛且 价格低廉，不会造成土壤二次污染，可以充当重金属的天然稳定剂。梁学峰等(2015)利用 海泡石磷肥复配和海泡石硅肥复配处理某Cd污染的酸性水稻田后，该稻田所产糙米Cd含 量最大降幅约为72.7%，分别降低至0.33和0.34 mg-kg-1„利用磷酸盐矿物修复重金属污染 土壤也取得了良好的修复效果，特别是对于Pb污染土壤的修复。Basta等(2004)利用磷酸 二铵修复Pb、Zn、Cd污染土壤，当磷酸二铵施用量为10 g-kg-1时，可使土壤中Pb、Zn、 Cd的有效浓度分别下降98.9%、95.8%、94.6%。最常用的金属氧化物有Fe、Mn、Al的氧 化物及其前驱体(Derakhshan *et al.,* 2018)。费杨等(2016)利用铁锰双金属材料(FMB0) 对As和重金属复合污染土壤进行修复，在5%的最大添加量下，FMBO对As、Pb的稳定化 效率分别能够达到95.2%~100%和 95.5%~97.5%，同时不会引起Cd、Zn和Cu等重金属的 活化。由于纳米粒子的高反应性，利用金属氧化物纳米粒子修复重金属污染土壤具有良好的 应用前景。Bian等(2014)利用生物炭对中国南部一个Cd和Pb污染的稻田进行了为期3 年的田间修复(2010—2012年)后，CaCl2可提取Cd、Pb含量分别降低了 70.9%、79.6%， 水稻对 Cd、 Pb 的吸收量分别减少了 67.3%、 69.0%。

表 1 多种改良/ 固化剂及修复机理

Table 1 Various amendments/stabilizers and their mechanisms in soil remediation

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| 改良個化剂  Amendments/stabilizers | 名称  Name | 重金属  Heavy metals | 修复机制  Remediation mechanisms |
| 黏土矿物 | 膨润土、海泡石、坡缕石、沸 | Cd、Pb、Zn、Cu、 | 离子交换、表面吸附沉淀、 |
| Clay minerals | 石等 | As、Cr | 成核和结晶 |
| 磷酸盐 | 磷矿石、磷酸二铵、磷酸一铵、 | Cd、Pb、Zn、Cu | 吸附/取代、表面络合以及 |
| Carbonates | KH2PO4、羟基磷灰石等 |  | 化学沉淀 |
| 石灰类改良剂 | 丿Ca(OH)2、石灰、熟石灰等 | Pb、Zn、Cu、As、 | 提高土壤pH值、增加土 |
| Lime |  | Cd、Co、 | 壤基质的负表面电位、沉 |
| 金属氧化物 | 非晶态氧化锰、赤泥、氧化铝、 | As、Cu、Pb、Sb、 | 淀  吸附、共沉淀和内圈络合 |
| Metal oxides | 氧化铁等 | Zn、Cd | 作用、氧化还原作用 |
| 生物炭 | 猪粪生物炭、稻壳生物炭、硬 | Cu、Pb、Zn、Cd、 | 提高土壤pH值、吸附 |
| Biochar | 木生物炭等 | As、Cr、Ni |  |
| 固化剂 | 普通硅酸盐水泥、飞灰、生石 | Cu、Ni、Zn、Pb、 | 吸附、包裹、固溶体 |
| Stabilizers | 灰、磨细高炉矿渣、铝酸钙水 | Cd、As、Ni、Cr、 |  |
|  | 泥等 | Ba |  |

改良剂与土壤中的污染物质充分混合、接触和反应对于稳定化技术的成功实施是至关重

要的，因此，在目标土体内施加并均匀分散改良剂往往是成功原位应用最大的工程挑战。对 于浅层土壤，可以利用传统的挖土设备将受污染土壤与改良剂进行机械混合；对于深层土壤， 则可以将改良剂制成浆液直接注入深层污染土壤，但是将改良剂直接注入深层土壤往往会造 成改良剂分布不均匀（O'Day *et al,* 2010）。除了单独应用稳定化技术修复重金属污染土壤， 还可以将稳定化技术与植物修复技术结合，用来修复严重重金属污染矿山，稳定化技术可以 把矿山土壤的生物可利用重金属浓度降至植物可接受水平，植物则可以减少矿山受污染土壤 的水土流失。

以固化剂为基础的化学固定方法适用于小面积、严重污染的场地污染。其修复费用差别 很大，取决于场地、污染物种类、异地处理与原地处理等（O'Day *et al,* 2010）。稳定化方 法具有成本相对较低、施工方便、工程适用性广等优点，特别适用于大面积、中低重金属污 染的农田土壤。但是，这些金属并没有从土壤中去除，还需要对修复后的土壤进行长期现场 监测（Gong *et al.,* 2018）。除此之外，一些改良剂所产生的酸碱度变化，如果不加以控制， 也会对环境造成潜在的重大危害（Derakhshan *et al.,* 2018）。

1. 生物修复方法

**4.1** 植物修复

植物修复是在受污染的土壤中种植植物，依靠绿色植物去除重金属（植物提取和植物挥 发），或将其稳定为无害状态（植物固定和植物稳定）（Mahmood *et al.,* 2015）。植物主要 通过吸收转运、根际稳定两种方式来修复重金属污染土壤。本文主要介绍植物提取和植物稳 定这两种方法。

植物提取是利用植物将土壤中的重金属转移到可收获的植物组织中，通过收获这些植物 从而去除污染物。提取效果与许多因素有关，例如，提取植物的选择、提取植物的生长条件、 植物可利用重金属浓度等。超富集植物通常被用于土壤中重金属的提取，常见的超富集植物 包括宝山堇菜、东南景天、凤尾蕨、蜈蚣草、商陆等（郑太辉等， 2015）。聂发辉（2006） 利用商陆进行Cd污染土壤盆栽实验，在Cd污染水平大于50 mg-kg"1条件下，商陆茎及叶 的Cd含量分别超过了 100 mg-kg"1这一公认Cd超积累植物应达到的临界含量标准，其地上 部分Cd含量大于其根部Cd含量，且地上部分Cd富集系数大于1。重金属污染土壤的水肥 资源状况及植物水肥利用过程是决定该区域植物修复效果和植被恢复状况的主导因素之一， 因此需要加强植物生长过程中的水肥调控技术（杨启良等， 2015）。此外，植物根系通过分 泌植物铁载体、H+、以及利用根际微生物可以提高土壤中重金属的生物有效性（Lone *et al,* 2008; Sheoran *et al.,* 2010; Vamerali *et al.,* 2010; Kos *et al.,* 2012）。为了提高植物提取的效率， 人们已经提出了多种增强植物提取的措施，包括基因工程改良植物、增强剂辅助植物提取、 微生物辅助植物提取、重金属污染土壤的水肥调控等。

植物稳定就是利用根系吸附、沉淀、根际络合或金属还原等方式降低土壤中重金属的活 动性，降低它们进入食物链的可能性。植物稳定这一过程主要发生在根际区域，该区域重金 属的稳定和活化状态受到根际环境中的养分、酶活性和根际微生物的直接影响（谢东等， 2019）。对于严重重金属污染土壤，可将植物稳定与稳定化方法相结合。植物稳定方法并不 能直接去除土壤中的重金属，当土壤环境变化时，稳定的重金属可能被重新活化，因此，该 方法修复后的土壤需要长期监测。

植物修复特别适用于处理大面积、扩散性和表面受到污染的具有细粒结构、高有机质含 量的土壤（Chaney *et al,* 2017）。它是一种价格低廉、环境友好、公众接受度高的重金属污 染土壤修复技术。但该技术还存在一些不足，包括提修复需时间长、提取植物具有高度重金 属选择性、超累积植物生物量通常较小、不适用于重金属严重污染的场地等。为了植物修复 技术的商业化、大规模应用，我们需要进行以下研究：（1）通过对现有植物多样性进行研 究，寻找新的高效重金属超富集植物；（2）在将转基因植物应用于植物修复之前，应进行 广泛而可靠的风险评估研究；(3)深入研究 4 个根际参与者(金属、土壤、微生物、植物 根系)之间的相互作用；(4)利用光谱和色谱技术的进展提高对植物组织中重金属离子归 宿的认识，进而提高对植物体内重金属超富积和耐受性的认识；(5)应开展更多的田间植 物修复研究，并进行成本效益分析，同时考虑环保性(Ali *et al,* 2013)。

**4.2** 微生物修复

微生物主要通过吸附、沉淀、浸出、转化和挥发等机制来修复重金属污染土壤。它受到 污染物特性及浓度、当地气候条件、场地水文地质条件和生物修复技术的类型等因素的影响。 微生物成矿是自然界普遍存在的一种现象，微生物代谢可直接或间接将可溶性的金属离子沉 淀为金属矿物(叶文玲等， 2021)。环境中的碳酸盐矿化菌、硫酸盐还原菌、磷酸盐矿化菌 等可通过诱导成矿的方式，将土壤中的重金属离子转化为碳酸盐、硫化物、磷酸盐矿物沉淀， 从而降低土壤中可利用重金属浓度。许燕波等(2013)利用碳酸盐矿化菌生长代谢过程产生 的脲酶来分解底物尿素，产生碳酸根离子，固结重金属离子，使污染土壤中的 As、 Pb、 Cd、 Zn 和 Cu 的交换态浓度从 14.01、4.95、0.64、33.46 和 12.95 mg-kg-1 分别减少至 2.37、1.25、 0.31、16.67 和 3.42 mg-kg-1„

该技术具有运行成本低、不会产生二次污染、节能环保、公众接受度高等优点。但是， 只有在环境条件允许微生物生长和活动的情况下，生物修复才是有效的。为了提高生物修复 的效率，可以采取外加营养元素、筛选耐性/抗性较强的微生物菌株、利用分子生物学技术 及基因工程等手段改良菌株、物理化学及植物－微生物联合修复等措施(余天红等， 2014)。 在实地应用中，可以应用喷雾喷洒等方法对污染土壤进行微生物接种。

1. 地球科学在重金属污染土壤修复中的应用

从元素地球化学循环的角度来看，自然和人为途径释放到土壤中的重金属，最初都来源 于岩石圈，最终的归宿也都是岩石圈。因此，自然和人为原因进入到土壤中的重金属都属于 元素地球化学循环的一个环节。这表明，土壤重金属污染的环境评估、机理研究、修复技术 的研发等是离不开地球科学的。因此，必须将土壤重金属污染与地球化学、矿物学、矿床学 等地球科学结合起来，更加科学、完整地理解土壤重金属的—源、流、汇”，即重金属元素的 物质来源、迁移转化过程与条件以及最后归宿，通过探索研究灾害链的组成、影响因素和阻 断途径，形成有地学特色的修复理论(陈明等， 2016)。

土壤本身具有一定的重金属的承载能力，且土壤重金属污染的形成是一个缓变过程，只 有当土壤中的重金属的含量明显高于其自然背景值，并造成生态破坏和环境质量恶化时，才 会造成土壤重金属污染。因此可以通过自然降解和衰减、提高土壤重金属的环境容量、阻断 重金属输入土壤的途径等方法对重金属污染土壤进行修复。

在土壤重金属污染超过其自净能力之前，可使进入土壤的污染物经过各种物理、化学或 生物反应使其浓度降低或形态改变而毒性下降，从而修复轻度重金属污染的土壤。因此，需 要对全国重金属污染土壤进行全面调查，查明这些土壤的污染等级，确认可以利用自然降解 和衰减修复的土壤。土壤的自然降解和衰减作用主要包括扩散、稀释、挥发、吸附、沉淀、 生物稳定、生物降解以及放射性衰减等(王喆等， 2020)。重金属离子进入土壤环境后，会 在浓度梯度的作用下，从浓度高的地方扩散到浓度低的地方，从而得到稀释。在扩散的过程 中，通过吸附、络合、沉淀、溶解、凝聚等物化反应与土壤胶体结合，迅速完成固液分配， 随后其可浸提性、可交换性、有效性、环境毒性会随时间逐渐减小，转化为更稳定的赋存形 态，直至达到新的平衡(Lock *et al,* 2003)。有学者对As污染土壤和地下水的自然衰减过 程进行了研究，结果表明，固相吸附是 As 在土壤中固定并从地下水中去除的主要机制，其 他过程还包括微生物催化和植物吸收(Wang *et al,* 2006)。土壤中的微生物可以通过改变 重金属的化学形态而改变其迁移率、毒性和生物利用度。例如，抗汞细菌可以将甲基汞转化 为Hg(II),其毒性比甲基汞低100倍(Wu *et al,* 2010)。控制土壤中重金属污染物自然衰减 的主要因素包括：土壤pH、氧化还原电位、竞争离子、土壤的生物环境和土壤本身物理化 学性质等地球化学参数。例如：对于金属阳离子，高pH值有利于氧化物、氢氧化物和碳酸 盐的吸附和沉淀；对于许多阴离子，如钼酸盐和亚硒酸盐，低pH有利于吸附和沉淀。同时， 在修复过程中，可以从土壤颗粒表面-溶液、土壤-生物、土壤-植物、土壤-大气、土壤-水体 等体系污染物的交换、转化及影响等方面对土壤环境的生物地球化学过程、质量演变和风险 管理进行研究（骆永明， 2008）。利用自然降解和衰减修复重金属污染土壤须加强风险管控。 例如：修复过程中进行原位监测，包括挖掘原位监测井、建立区域观测站，并同时对衰减能 力和长期自然衰减监控效果进行评估（王喆等， 2020）。

向土壤中添加一些重金属元素容纳量大的天然改良剂，可以提高土壤的重金属环境容量， 降低土壤中重金属的环境危害。虽然一些人工改良剂也可以稳定或固定土壤中的重金属离子， 但相较于天然改良剂，它们很可能在表生地球化学环境演化过程中被破坏，重新释放出重金 属离子。此外，随着工业的发展，我国的酸雨问题日益严重，这使得大量土壤的pH值降低， 造成这些土壤中的阳离子重金属污染物活性更高。因此，降低氮、硫化合物的排放量，减轻 酸雨污染，对我国重金属污染土壤的修复具有重要意义。

土壤重金属污染通常具有扩散性，例如，流经矿山重金属污染土地的水流会携带大量重 金属离子，造成土壤重金属污染的扩散。为了阻止重金属离子的进一步迁移，可以建立地球 化学屏障。连会青等（2004）探讨了将人工地球化学屏障应用于广东大亚湾放射性废物处置 场的可行性，研究表明Na2S作为主要添加剂建立的—碱性-还原”工程地球化学屏障，对阻滞 核素235U、60Co、90Sr的迁移非常有效。

1. 重金属污染土壤修复技术的选择与展望
2. 修复技术的选择

为了对某一重金属污染场地选择最佳修复技术，需要综合考虑成本、技术、环境三大因 素。修复成本包括经济成本和时间成本两大要素，不同重金属污染场地的经济和时间成本可 承受性是不同的。通常来说，相较于重金属污染农田，城市棕地修复可以承受的更高的经济 成本，而可承受的时间成本则低得多。通常来说，相较于物理和一些化学修复方法，生物修 复方法则具有较低的经济成本和较高的时间成本。例如：玻璃化和土壤淋洗法的修复成本分 别为300〜500、75〜210 $・t-1，而植物修复则在25~100 $・t-1（USEPA, 2004）。除此之外还需 考虑：修复效果的长期有效性、对多种重金属污染土地的处理效果等。将土壤中重金属污染 物去除的方法，如换土法、填埋法、电动修复、植物提取、化学淋洗等通常具有长期有效性， 而化学稳定/固化、隔离、覆盖等方法的长期有效性则值得商榷，通常需要持续的修复后监 测。对于多种重金属污染场地的修复，物理修复方法通常是有效的，也可以联合运用多种修 复技术。

1. 研究展望

当前土壤重金属污染日益严重，并会在较长的时间尺度上对人类及生态环境造成巨大危 害。然而，重金属污染土壤的修复具有复杂性，并受到技术、修复目标、成本、环境等多方 面因素的影响。结合当前各种土壤修复的特点及土壤污染状况，提岀以下建议： （1）采用联合修复技术

土壤重金属污染大多呈现岀污染物种多、土壤中重金属形态多样、污染物浓度各异的特 点，用单一的修复方法很难将土壤中的重金属污染物完全除去。可以结合多种修复技术，提 高修复效率。

（ 2）进行可持续性修复

为了能够有效修复重金属污染土壤，并不影响修复后土壤的正常利用，应该将可持续概 念加到土壤修复上，即这些修复方法应该在环境友好、价格合理、公众接受之间取得平衡。 通过对现有的土壤修复技术进行综合评估，我们认为生物修复和改良剂修复方法是最具可持续性前景的修复技术。但是，当前这些技术距离商业应用还有一些差距。

( 3)重视农业土壤修复

农田重金属污染问题己经给世界粮食安全造成了巨大的风险，因此急需一种能够以合理 成本高效修复大面积低污染土壤的技术，特别是在实行积极耕作的情况下。

(4)分子水平反应机制的研究

进一步研究控制土壤中重金属稳定和迁移的分子水平反应机制，并建立理论模型，用于 评价稳定化技术的有效性和评价固定化重金属的长期稳定性。同时，需要长期监测土壤中生 物可利用金属含量，特别是在生物地球化学条件易受到强烈改变的地点。

表 2 不同重金属污染土壤修复方法的机制、优缺点及适用条件

Table 2 Mechanism, advantages, disadvantages and applicable conditions of different remediation methods for heavy metal contaminated soil

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| 修复技术  Remediation technologies | 适用条件  Applicable conditions | 工作机制  Mechanisms | 优点  Advantages | 缺点  Disadvantages |
| 封装技术 | 原位、高污染、小面 | 物理隔离 | /效率高、安全性 | 仅适用于小面积 |
| Encapsulation | 积 |  | 好 | 污染土壤、修复后 |
|  |  |  |  | 失去生态功能 |
| 换土修复 | 高污染、小面积、浅 | 物理移除 | 效率高、安全性 | 成本高、仅适用于 |
| Soil replacement | 层 |  | 好 | 浅层土壤 |
| 土壤填埋 | 高污染、小面积 | 物理隔离 | 清理迅速，安全 | 成本高、需要额外 |
| Landfilling |  |  | 性高 | 土地作为填埋场 |
| 热处理技术 | 挥发性污染物、非饱 | 热力蒸发移除 | 清除率高，成本 | 仅能处理挥发性 |
| Thermal treatment | 和土壤 |  | 合理 | 污染物 |
| 电动修复 | 细粒、均质、中-高 | 电化学移除 | 无副作用，可以 | 效率低、成本高昂 |
| Electrokinetic | 污染 |  | 去除污染物 |  |
| remediation |  |  |  |  |
| 玻璃化技术 | 高污染、低含水量 | 加热玻璃化 | 效率高、封闭性 | 成本高、处理后的 |
| Vitrification |  |  | 好 | 土壤失去生态功 |
| 土壤淋洗 | 粗粒、低有机质、中 | 化学溶剂提取 | 高效率、可去除 | 能  仅适用于渗透性 |
| Soil washing | -高污染 |  | 污染物、成本合 | 高的土壤、可能造 |
|  |  |  | 理 | 成修复土壤二次 |
|  |  |  |  | 污染 |
| 化学固定(S/S) | 低-高污染 | 化学试剂固化 | 成本低、施工方 | 固定金属可能重 |
| Solidification/ |  | 土壤、钝化污 | 便、生效快 | 新活化、改良剂对 |
| Stabilization(S/S) |  | 染物 |  | 特定金属起作用 |
| 植物修复 | 低污染、大面积 | 通过植物将污 | 公众接受度高、 | 所需时间长，仅适 |
| Phytoremediation |  | 染物移除和 | 成本低、环境友 | 用于低污染土壤 |
|  |  | (或)稳定 | 好 |  |
| 生物修复 | 低到中等污染 | 通过微生物将 | 成本低、土壤扰 | 效率低，作为其他 |
| Bioremediation |  | 污染物转化 | 动小 | 修复技术的补充 |

7 结 语

土壤重金属污染已经日益成为一个全球性的问题，对人类健康及全球粮食生产造成了严 重的风险。为了降低这些风险，过去数十年间，已经发展岀了多种修复技术。本文综述了这 些修复技术的原理、适用范围、优缺点。通常，物理修复方法效率高、所需时间短、可以长 期消除污染物的影响，对于复合重金属污染场地也具有良好的修复效果。但该方法成本高昂、 只适用于小型污染场地、且极有可能破坏土壤原有生态功能。例如，在电动修复过程中，可 能使土壤损失大量营养离子。化学修复方法具有快速、简便、易于应用、相对经济、公众接 受度高等特点。然而，化学淋洗方法可能会使化学淋洗剂残留在土壤中造成二次污染并洗去 大量营养元素，化学稳定化则需要修复后的长期监测。生物修复方法具有环境友好、安全、 成本效益高的优点，但该方法耗时，且只对低到中等水平的重金属污染有效。相对于其他技 术，植物修复具有更高的环境效益和公众接受度，它适用于大面积低污染的土壤，这项技术 实际应用的主要障碍是修复所需时间过长。微生物修复通常作为一种辅助技术，与其他修复 技术联合使用。

参考文献

陈 明, 刘晓端, 王 蕊, 等. 2016. 发扬地学学科优势, 形成具有国土资源部门特色的土壤修复理论与技 术体系. 地质通报, **35**(8): 1217-1222. [Chen M, Liu XD, Wang X, *et al*. 2006. Develop the advantages of Geosciences to form a soil remediation theory and technology system with the characteristics of land and resources departments. *Geological Bulletin of China*, **35**(8): 1217-1222.]

储陆平, 周书葵, 荣丽杉, 等. 2020. 电动修复重金属污染土壤的研究进展. 应用化工, **49**(11): 2853-2858.

[Chu LP, Zhou SK, Rong LS, *et al*. 2020. Research progress on electric remediation of heavy metal contaminated soil. *Applied Chemical Industry*, **49**(11): 2853-2858.]

崔 斌, 王 凌, 张国印, 等. 2012. 土壤重金属污染现状与危害及修复技术研究进展. 安徽农业科学, **40**(1):

373-375. [Cui B, Wang L, Zhang GY, *et al*. 2012. Current situation and harm of soil heavy metal pollution and research progress of remediation technology. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, **40**(1): 373-375.] 樊广萍, 朱海燕, 郝秀珍, 等. 2015. 不同的增强试剂对重金属污染场地土壤的电动修复影响. 中国环境科

学, **35**(5): 1458-1465. [Fan GP, Zhu HY, Hao XZ, *et al*. 2015. Electrokinetic remediation of an electroplating contaminated soil with different enhancing electrolytes. *China Environmental Science*, **35**(5): 1458-1465.]

费 杨, 阎秀兰, 廖晓勇, 等. 2016. 铁锰双金属材料对砷和重金属复合污染土壤的稳定化研究. 环境科学 学报, **36**(11): 4164-4172. [Fei Y, Yan XL, Liao XY, *et al*. 2016. Stabilization effects and mechanisms of Fe-Mn binary oxide on arsenic and heavy metal co-contaminated soils. *Acta Scientiae Circumstantiae*, **36**(11): 4164-4172.]

高国龙, 张 望, 周连碧, 等. 2013. 重金属污染土壤化学淋洗技术进展. 有色金属工程, **3**(1): 49-52. [Gao

GL, Zhang W, Zhou LB, *et al*. 2013. Advances in chemical leaching technology of heavy metal contaminated

soil. *Nonferrous Metals Engineering*, **3**(1): 49-52.]

环境保护部和国土资源部.2014.全国土壤污染状况调查公报[EB/OL]. [2021-03-21]. [Minist^ of environmental protection and Ministry of land and resources. 2014. Bulletin of national soil pollution survey.] [EB/OL]. [2021-03-21]. <http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/qt/201404/W020140417558995804588.pdf>

可 欣, 李培军, 巩宗强, 等. 2004. 重金属污染土壤修复技术中有关淋洗剂的研究进展. 生态学杂志, **33**(5):

145-149. [Ke X, Li PJ, Gong ZQ, *et al*. 2004. Advances in flushing agents used for remediation of heavy metal-contaminated soil. *Chinese Journal of Ecology*, **33**(5): 145-149.]

雷 鸣, 廖柏寒, 秦普丰. 2007. 土壤重金属化学形态的生物可利用性评价. 生态环境, **16**(5): 1551-1556.

[Lei M, Liao BH, Qin PF. 2007. Bioavailability evaluation of chemical forms of heavy metals in soil. *Ecology*

*and Environment*, **16**(5): 1551-1556.]

李 超, 范文瑞, 岳正波, 等. 2019. 酒石酸强化重金属复合污染模拟土壤电动修复过程及机理分析. 环境

工程学报，**13**(11): 2675-2681. [Process and mechanism analysis on tartaric acid enhanced electrokinetic remediation of simulated heavy metal combined contamination soil. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, **13**(11): 2675-2681.]

连会青, 武 强. 2004. 大亚湾废物处置场中工程地球化学屏障的研究. 中国矿业大学学报, (5): 73-78. [Lian HQ, Wu Q. 2004. Study into engineering geoehemistry barrier in Dayawan Wastes Disposal Site. *Journal of China University of Mining & Technology,* (5): 73-78.]

梁学峰, 韩 君, 徐应明, 等. 2015. 海泡石及其复配原位修复镉污染稻田. 环境工程学报, **9**(9): 4571-4577. [Liang XF, Han J, Xu YM, *et al*. 2015. In-situ remediation of Cd polluted paddy soil using sepiolite and combined amendments. *Chinese Journal of Environmental Engineering,* **9**(9): 4571-4577.]

刘 慧, 仓 龙, 郝秀珍, 等. 2016. 铜污染场地土壤的原位电动强化修复. 环境工程学报, **10**(7): 3877-3883. [Liu H, Cang L, Hao XZ, *et al*. 2016. Field-scale electrokinetic remediation of heavy metal contaminated sites. *Chinese Journal of Environmental Engineering,* **10**(7): 3877-3883.]

骆永明.2008. 土壤环境的生物地球化学过程、质量演变和风险管理研究展望.土壤学报，**45**(5): 846-851. [Luo YM. 2008. Perspectives on biogeochemical processes, quality evolution and risk management of soil environments. *Acta Pedologica Sinica,* **45**(5): 846-851.]

聂发辉. 2006. 镉超富集植物商陆及其富集效应. 生态环境, **15**(2): 303-306. [Nie FH. 2006. *Phytolacca acinosa* and its enrichment effect. *Ecology and Environmental Sciences,* **15**(2): 303-306.]

阮玉龙, 李向东, 黎廷宇, 等. 2015. 喀斯特地区农田土壤重金属污染及其对人体健康的危害. 地球与环境, **43**(1): 92-97. [Ruan YL, Li XD, Li TY, *et al.* 2004. Heavy metal contamination of farmland soil in karst area and its harm to human health. *Earth and Environment*, **43**(1): 92-97.]

王 喆, 蔡敬怡, 侯士田, 等. 2020. 地球化学工程技术修复农田土壤重金属污染研究进展. 土壤, **52**(3): 445-450. [Wang J, Cai JY, Hou ST, *cr al.* 2020. Advances in geochemical engineering technology for remediation of farmland soil contaminated by heavy metals: A review. *Soils*, **52**(3): 445-450.]

谢 东, 李丝雨, 何 森, 等. 2019. 重金属污染土壤修复植物根际微生态的研究进展. 江西理工大学学报, **40**(5): 64-71. [Xie D, Li SY, He S, *et al*. 2019. Research advances on rhizospheric microecology of phytoremediated soil contaminated by heavy metals. *Journal of Jiangxi University of Science and Technology,* **40**(5): 64-71.]

许燕波，钱春香，陆兆文.2013.微生物矿化修复重金属污染土壤.环境工程学报，**7**(7): 2763-2768. [Xu YB, Qian CX, Lu ZW. 2013. Remediation of heavy metal contaminated soils by bacteria biomineralization. *Chinese Journal of Environmental Engineering,* **7**(7): 2763-2768.]

薛 浩,孟凡生，王业耀，等2015.酸化-电动强化修复铬渣场地污染土壤.环境科学研究,**28**(8): 1317-1323. [Xue H, Meng FS, Wang YY, *et al.* 2015. Remediation of chromium residue-contaminated soil by preacidification electrokinetic remediation. *Research of Environmental Sciences,* **28**(8): 1317-1323.]

杨启良, 武振中, 陈金陵, 等. 2015. 植物修复重金属污染土壤的研究现状及其水肥调控技术展望. 生态环 境学报，**24**(6): 1075-1084. [Yang QL, Wu ZZ, Chen JL, *et al.* 2015. Research status of phytoremediation of heavy metals contaminated soil and prospects of water and fertilizer regulating technology. *Ecology and Environmental Sciences,* **24**(6): 1075-1084.]

姚卫康, 蔡宗平, 孙水裕, 等. 2019. 重金属污染土壤的强化电动修复技术研究进展. 环境污染与防治, **41**(8): 979-983. [Yao WK, Cai ZP, Sun SY, *et al*. 2019. Research on the enhanced electrokinetic remediation of soil polluted by heavy metal. *Environmental Pollution & Control*, **41**(8): 979-983.]

叶文玲, 周于杰, 晏士玮, 等. 2021. 微生物成矿技术在环境砷污染治理中的应用研究进展. 土壤学报, **58**(4): 862-875. [Ye W, Zhou YJ, Yan SW, *et al*. 2019. Advancement of research on application of microbial mineralization technology in remediation of arsenic contaminated environment. *Acta Pedologica Sinica*, **58**(4): 862-875.]

余天红，黎华寿.2014.砷污染土壤微生物修复机制及其研究进展.环境污染与防治，**36**(12): 77-82. [Yu TH, Li HS. 2014. Mechanism of bioremediation in arsenic contaminated soil and its research progress. *Environmental Pollution & Control,* **36**(12): 77-82.]

赵述华, 陈志良, 张太平, 等. 2013. 重金属污染土壤的固化/稳定化处理技术研究进展. 土壤通报, **44**(6): 1531-1536. [Zhao SH, Chen ZL, Zhang TP, *et al*. 2013. Research progress on solidification/stabilization of heavy metal contaminated soil. *Chinese Journal of Soil Science*, **44**(6): 1531-1536.]

郑太辉, 王凌云, 陈晓安. 2015. 矿区重金属植被修复研究进展和趋势. 环境工程, **33**(6): 148-152. [Zheng TH,

Wang LY, Chen XA. 2015. Research progress and trends in phytoremediation technology of heavy metal contaminations in mining area. *Environmental Engineering,* **33**(6): 148-152.]

周东美, 邓昌芬. 2003. 重金属污染土壤的电动修复技术研究进展. 农业环境科学学报, **22**(4): 505-508.

[Zhou DM, Deng CF. 2003. Review: Electrokinetic remediation of heavy metal contaminated soil. *Journal of Agro-Environment Science*, **22**(4): 505-508.]

周东美, 郝秀珍, 薛 艳, 等. 2004. 污染土壤的修复技术研究进展. 生态环境, **13**(2): 234-242. [Zhou DM, Hao XZ, Xue Y, *et al.* 2004. Research progress on remediation technology of contaminated soil. *Ecology and Environmental Sciences,* **13**(2): 234-242.]

Acar YB, Alshawabkeh AN. 1993. Principles of electrokinetic remediation. *Environmental Science & Technology*, **27**: 2638-2647.

Ali H, Khan E, Sajad M. 2013. Phytoremediation of heavy metals: Concepts and applications. *Chemosphere*, **91**: 869-881.

Antoniadis V, Levizou E, Shaheen SM, *et al*. 2017. Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation-A review. *Earth-Science Reviews,* **171**: 621-645.

Basta NT, McGowen SL. 2004. Evaluation of chemical immobilization treatments for reducing heavy metal transport in a smelter-contaminated soil. *Environmental Pollution*, **127**: 73-82.

Bian R, Joseph S, Cui L, *et al*. 2014. A three-year experiment confirms continuous immobilization of cadmium and lead in contaminated paddy field with biochar amendment. *Journal of Hazardous Materials*, **272**: 121-128.

Brown GE, Foster AL, Ostergren JD. 1999. Mineral surfaces and bioavailability of heavy metals: A molecular-scale perspective. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United states ofAmerica,* **96**: 3388-3395.

Chaney RL, Baklanov IA. 2017. Phytoremediation and phytomining: Status and promise// Cuypers A, Vangronsveld J, eds. Advances in Botanical Research. London: Academic Press, **83**: 189-221.

Chang TC, Yen JH. 2006. On-site mercury-contaminated soils remediation by using thermal desorption technology. *Journal of Hazardous Materials*, **128**: 208-217.

Colombo P, Brusatin G, Bernardo E, *et al*. 2003. Inertization and reuse of waste materials by vitrification and fabrication of glass-based products. *Current Opinion in Solid State and Materials Science*, **7**: 225-239.

Derakhshan NZ, Jung MC, Kim KH. 2018. Remediation of soils contaminated with heavy metals with an emphasis on immobilization technology. *Environmental Geochemistry Health*, **40**: 927-953.

Douay F, Roussel H, Pruvot C, *et al*. 2008. Assessment of a remediation technique using the replacement of contaminated soils in kitchen gardens nearby a former lead smelter in Northern France. *Science of the Total Environmental*, **401**: 29-38.

Giannis A, Nikolaou A, Pentari D, *et al*. 2009. Chelating agent-assisted electrokinetic removal of cadmium, lead and copper from contaminated soils. *Environmental Pollution*, **157**: 3379-3386.

Gong Y, Zhao D, Wang Q. 2018. An overview of field-scale studies on remediation of soil contaminated with heavy metals and metalloids: Technical progress over the last decade. *Water Research*, **147**: 440-460.

Hanay O, Hasar H, Nacar KN. 2009. Effect of EDTA as washing solution on removing of heavy metals from sewage sludge by electrokinetic. *Journal of Hazardous Materials*, **169**: 703-710.

Hodson M. 2010. The need for sustainable soil remediation. *Elements*, **6**: 363-368.

Hou D, O'Connor D, Igalavithana AD, *et al.* 2020. Metal contamination and bioremediation of agricultural soils for food safety and sustainability. *Nature Reviews Earth & Environment*, **1**: 366-381.

Huang YT, Hseu ZY, Hsi HC. 2011. Influences of thermal decontamination on mercury removal, soil properties, and repartitioning of coexisting heavy metals. *Chemosphere*, **84**: 1244-1249.

Khalid S, Shahid M, Niazi NK, *et al*. 2017. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. *Journal of Geochemical Exploration*, **182**: 247-268.

Khan FI, Husain T, Hejazi R. 2004. An overview and analysis of site remediation technologies. *Journal of Environmental Management*, **71**: 95-122.

Klos A, Czora M, Rajfur M, *et al.* 2012. Mechanisms for translocation of heavy metals from soil to epigeal mosses. *Water, Air, & Soil Pollution*, **223**: 1829-1836.

Kunkel AM, Seibert JJ, Elliott LJ, *et al*. 2006. Remediation of elemental mercury using in situ thermal desorption (ISTD). *Environmental Science & Technology*, **40**: 2384-2389.

Liu LW, Li W, Song W, *et al*. 2018. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. *Science of the Total Environmental*, **633**: 206-219.

Lock K, Janssen CR. 2003. Influence of aging on metal availability in soils// Ware GW, eds. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. New York: Springer: 1-21.

Lone MI, He ZL, Stoffella PJ, *et al*. 2008. Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: Progresses and perspectives. *Journal Zhejiang University Science B*, **9**: 210-220.

Mahar A, Wang P, Ali A, *et al*. 2016. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **126**: 111-121.

Mahmood Q, Mirza N, Shaheen S, *et al*. 2015. Phytoremediation using algae and macrophytes// Ansari AA, Gill SS, Gill R, eds. Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants. vol. 2. Switzerland: Springer International Publishing: 265-289.

Mallampati SR, Mitoma Y, Okuda T, *et al*. 2015. Dynamic immobilization of simulated radionuclide 133Cs in soil by thermal treatment/vitrification with nanometallic Ca/CaO composites. *Journal of Environmental Radioactivity*, **139**: 118-124.

McBride M, Sauve S, Hendershot W. 1997. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. *European Journal of Soil Science*, **48**: 337-346.

Meuser H. 2013. Treatment of contaminated land// Meuser H, ed. Soil Remediation and Rehabilitation: Treatment of Contaminated and Disturbed Land. Netherlands, Dordrecht: Springer: 127-162.

Minnikova TV, Denisova TV, Mandzhieva SS, *et al*. 2017. Assessing the effect of heavy metals from the Novocherkassk power station emissions on the biological activity of soils in the adjacent areas. *Journal of Geochemical Exploration*, **174**: 70-78.

Navarro-Blasco I, DuranA, Sirera R, *et al*. 2013. Solidification/stabilization of toxic metals in calcium aluminate cement matrices. *Journal of Hazardous Materials*, **260**: 89-103.

O'Day P, Vlassopoulos D. 2010. Mineral-based amendments for remediation. *Elements*, **6**: 375-381.

Peters RW. 1999. Chelant extraction of heavy metals from contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, **66**: 151-210.

Porter SK, Scheckel KG, Impellitteri CA, *et al.* 2004. Toxic metals in the environment: Thermodynamic considerations for possible immobilization strategies for Pb, Cd, As, and Hg. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **34**: 495-604.

Rieuwerts JS, Thornton I, Farago ME, *et al*. 2015. Factors influencing metal bioavailability in soils: Preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals. *Chemical Speciation &*

*Bioavailability*, **10**: 61-75.

Sheoran V, Sheoran AS, Poonia P. 2010. Role of hyperaccumulators in phytoextraction of metals from contaminated mining sites: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **41**: 168-214.

Song Y, Ammamil MT, Benamarlet A, *et al.* 2016. Effect of EDTA, EDDS, NTA and citric acid on electrokinetic remediation of As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn contaminated dredged marine sediment. *Environmental Science and Pollution Research*, **23**: 10577-10586.

Tessier A, Campbell PGC, Bisson M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, **51**: 844-851.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2004. Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS). Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment) Interim. I. [EB/OL]. [2021 -3-4]. <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragse/>.

Vamerali T, Bandiera M, Mosca G. 2010. Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. *Environmental Chemistry Letters*, **8**: 1-17.

Wang F, Wang H, Al-Tabbaa A. 2014. Leachability and heavy metal speciation of 17-years old stabilised/solidified contaminated site soils. *Journal of Hazardous Materials*, **278**: 144-151.

Wang S, Mulligan CN. 2006. Natural attenuation processes for remediation of arsenic contaminated soils and groundwater. *Journal of Hazardous Materials*, **138**: 459-70.

Wu G, Kang H, Zhang X, *et al*. 2010. A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: Issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities. *Journal of Hazardous Materials*, **174**: 1-8.

Yao Z, Li J, Xie H, *et al*. 2012. Review on remediation technologies of soil contaminated by heavy metals. *Procedia Environmental Sciences,* **16**: 722-729.

Yeung AT. 2010. Remediation technologies for contaminated sites// Chen Y, Zhan L, Tang X, eds. Advances in Environmental Geotechnics. Berlin: Heidelberg: Springer: 328-369.

Zhou DM, Deng CF, Cang L. 2004. Electrokinetic remediation of a Cu contaminated red soil by conditioning catholyte pH with different enhancing chemical reagents. *Chemosphere*, **56**: 265-273.

**作者简介** 王泓博，男， 1997 年生，硕士研究生，研究方向为重金属污染土壤修复。 E-mail: [mf1929027@smail.nju.edu.cn](mailto:mf1929027@smail.nju.edu.cn)

责任编辑 魏中青

1. 国家重点研发专项(2020YFC1808001，2017YFD0800303)资助。

   收稿日期：2021-03-29 接受日期：2021-06-04 [↑](#footnote-ref-2)
2. 通讯作者 E-mail: [liwei\_isg@nju.edu.cn](mailto:liwei_isg@nju.edu.cn) [↑](#footnote-ref-3)