

doi: 10.3969/j.issn.2095-1744.2020.12.018

微生物诱导碳酸钙沉淀对土壤中 Pb 污染稳定化的效果研究

陈敏洁¹, 李亚飞², 李博文², 姜晓茹², 郑春丽²

(1. 内蒙古科技大学 生命科学与技术学院, 内蒙古 包头 014010;

2. 内蒙古科技大学 能源与环境学院, 内蒙古 包头 014010)

摘要:为研究微生物修复在土壤中的适用情况,以实验室模拟巴氏芽孢杆菌(*Bacillus pasteurii*)诱导碳酸钙共沉淀(Microbially induced calcite precipitation, MICP)稳定化土壤中的 Pb。结果表明,采用 MICP 技术对土壤 pH 值、电导率及有机物含量等基础理化性质有很大的影响。土壤中 Pb 的浸出率最高下降 76.34%,重金属 Pb 有效态的比例下降了 41.64%,Pb 的碳酸盐结合态的含量最高升高 13.24%。同时通过 SEM 和 XRD 分析,可以观察到土壤中 Pb 与碳酸钙共沉淀附着在土壤颗粒表面而被固定下来。因此, MICP 技术是一种具有应用前景的土壤中 Pb 污染的修复技术方法。

关键词: MICP; 铅污染; 土壤修复; 产脲酶菌; 巴氏芽孢杆菌

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 2095-1744(2020)12-0128-07

Effect of Stabilization of Pb-Pollution in Soil Based on Microbial Induced Calcite Precipitation

CHEN Minjie¹, LI Yafei², LI Bowen², JIANG Xiaoru², ZHENG Chunli²

(1. School of Life Science and Technology, Inner Mongolia University of Science and Technology, Baotou 014010, China;

2. School of Energy and Environment, Inner Mongolia University of Science and Technology, Baotou 014010, China)

Abstract: Microbially induced calcite precipitation (MICP) was used to stabilize Pb by *Bacillus pasteurii* to investigate the remediation effects in polluted soil. The leaching rate of Pb in soil decreased by 76.34%, the content of available state decreased by 41.64%, and the content of carbonate binding state increased by 13.24% by the bacterium due to its co-precipitation with calcium carbonate. Pb were co-precipitated with calcium carbonate on the surface of soil particles according to SEM and XRD analysis. MICP technology has great application prospect on the remediation of Pb pollution soil.

Key words: MICP; lead pollution; soil remediation; urease bacteria; *bacillus pasteurii*

收稿日期: 2020-03-20

基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFC1802904); 国家自然科学基金资助项目(41561094, 41867061); 内蒙古自然科学基金(2017MS0401)

Fund: Supported by the National Key Research and Development Program(2018YFC1802904); The National Natural Science Foundation of China(41561094, 41867061); Inner Mongolia natural science foundation(2017MS0401)

作者简介: 陈敏洁(1985—), 女, 博士研究生, 讲师, 研究方向为环境微生物。

通信作者: 郑春丽(1979—), 女, 博士, 教授, 研究方向为矿区污染土壤修复。

引用格式: 陈敏洁, 李亚飞, 李博文, 等. 微生物诱导碳酸钙沉淀对土壤中 Pb 污染稳定化的效果研究[J]. 有色金属工程, 2020, 10(12): 128-134. CHEN Minjie, LI Yafei, LI Bowen, et al. Effect of Stabilization of Pb-Pollution in Soil Based on Microbial Induced Calcite Precipitation[J]. Nonferrous Metals Engineering, 2020, 10(12): 128-134.

矿山的开采,特别是铅锌矿床、含硫多金属矿床的开采和冶炼过程由于防护措施不够完善,选矿废液排放和尾矿的堆积,使矿区周边得土壤中重金属含量严重超标^[1]。在众多重金属污染物中,Pb 最具环境危险毒性,对环境生态系统和人体健康危害十分严重。Pb 可以累积在植物的各个器官中^[2],如果 Pb 积累在农作物可食用部分,会随着食物链的传递,最终积累在人体内,危害人体健康^[3]。当人体血铅大于 1.5×10^{-4} g/L 时,可导致人体贫血、肝炎、肾炎、高血压和神经错乱等病症^[4-5]。目前对与土壤 Pb 污染的修复主要有物理修复、化学修复和生物修复(植物修复和微生物修复)^[6]。其中物理和化学修复效果好,但是物理修复工程量巨大且会破坏土壤结构;化学修复成本较高,施加的化学药剂本身就会对土壤造成污染物^[7-8]。生物修复中植物修复具有经济环保的特点,是目前较为理想的一种生物修复方法,然而超累积植物种类十分少,生长缓慢,对修复地区的生态环境也有一定的要求。如在我国西北地区由于干旱、低温环境采用植物修复的方法就具有很大的局限性^[9-10],因此寻求一种新的高效环保的修复技术十分迫切。

在环境中,一些特定微生物利用微生物自身特性能够分解、转化吸收一些特定的污染物,因此可运用在各种环境下筛选出的具有环境修复作用的微生物,使其在修复环境同时且能够适用于各种地理位置和环境条件^[11]。MICP (Microbially induced calcite precipitation,即微生物诱导碳酸钙沉淀)是生物地球化学循环的基本组成部分^[12]。MICP 修复重金属污染是通过矿化微生物的代谢活动来降低重金属迁移的过程^[13]。微生物释放脲酶,催化尿素水解成碳酸盐和铵盐。后者使微环境碱化,进一步与游离重金属离子发生反应,促进钙与碳酸盐的结合形成方解石沉淀,降低重金属的迁移率^[14]。近年来,MICP 技术被应用在环境修复中,可有效固定 Cu、As、Sr 等重金属,其中产脲酶菌 *Kocuria flava* CR1 可以固定土壤中 95% 的 Cu,产脲酶菌 *S. ginsengisoli* CR5 可在 7 d 的修复过程中固定 96.9% 的 As^[15-17]。与传统的化学和物理修复方法相比,微生物修复更加环保和经济,并逐渐成为重金属污染土壤修复的标准方法^[18-19]。然而,目前国内外应用 MICP 技术修复土壤中 Pb 污染的研究报道还很有限。巴氏芽孢杆菌(*Bacillus pasteurii*)是一

类具有矿化作用菌,该菌能够通过诱导碳酸盐沉淀使沙柱固结,也能够进行混凝土裂缝修复,具有良好的矿化能力^[20-22]。本研究采用从金尾矿中分离筛选到产脲酶菌,巴氏芽孢杆菌。通过实验室模拟实验,研究 MICP 技术在土壤中对 Pb 的稳定化效果,分析稳定化后土壤中 Pb 的浸提率及形态变化评估其固定 Pb 的能力。

1 实验

1.1 产脲酶菌株的筛选及扩培

本研究采用的细菌筛选自内蒙古包头某金尾矿,经验证具有产生脲酶的能力,经 16Sr RNA 序列测序的方法鉴定其为巴氏芽孢杆菌。巴氏芽孢杆菌培养基配方为:酪蛋白胨 15 g/L、大豆蛋白胨 5 g/L、氯化钠 5 g/L、尿素 20 g/L,调节 pH=7.3。测定生长曲线,见图 1。根据该菌生长曲线确定接种后培养 24 h 进入平稳区,脲酶活性随之提升,因此确定 24 h 为最适合的施加时间。

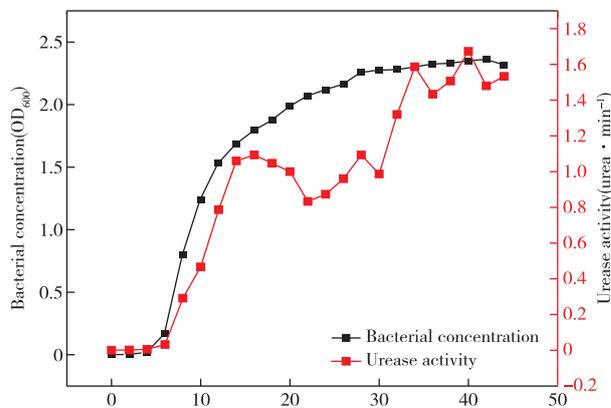


图 1 巴氏芽孢杆菌生长曲线

Fig. 1 Growth curve of *Bacillus pasteurii*

1.2 模拟土壤制备与土壤修复

将从矿区周边取回的土壤采用 60 目筛子筛除里面的碎石块及其他杂质。人为添加 PbCl_2 (300 mg/kg) 模拟土壤 Pb 污染。将 PbCl_2 溶液与水混匀,土壤活为稀泥状,搅拌均匀后在室温陈化 1 个月。称取 2 kg 上述处理后的土壤置于塑料花盆中(花盆直径 20 cm,高 15 cm)。土壤施加不同混合配料方案分组,见表 1,根据土壤中微生物的活性及修复效果的研究本实验进行三次修复^[23],每次添加 200 mL 培养基及菌液 ($\text{OD}_{600} = 2.1$)。稳定化时间为 15 d。稳定化结束后进行后续分析。

表1 实验设计

Table 1 Experimental design

Sample ID	Agentia	Postscript
CK	Blank(Add deionized water)	
P	Culture medium(Aseptic control)	1. Three parallel samples for each group; 2. Test after the fix is done.
J	<i>Bacillus pasteurii</i> (1 mol/L CaCl ₂)	
J'	<i>Bacillus pasteurii</i> (1.5 mol/L CaCl ₂)	

1.3 分析方法

土壤处理及分析测试方法均采用国家标准。土壤稳定化效果采用《HJ 557—2010 固体废物浸出毒性浸出方法水平振荡法》和 EDTA-2Na 对土壤中的 Pb 进行浸提,验证其有效态的含量^[24];采用 Tessier 五步提取法分析土壤中 Pb 不同形态含量的变化。滤液中 Pb²⁺用火焰原子吸收检测。采用 SEM 对土壤颗粒进行物相分析,观察土壤颗粒表面矿物结晶,扫描电镜采用捷克 TESCAN 厂家生产的双离子束场发射扫描电镜 F-SEM(FIB/FE-SEM),型号为 GAIA 3 XMN;采用 XRD 对土壤中矿物元素进行检测,分析土壤中是否有碳酸钙的生成,及 Pb 的结合态。仪器采用德国布鲁克厂家生产的 X 射线衍射仪(X-ray Diffractometer),型号为 D8 ADVANCE。

所有实验数据采用 Excel2016 软件进行初步整理,并使用 SPSS25.0 软件进行统计分析。多组比较采用单因素方差分析($p < 0.05$ 为显著水平)。用 Origin 2019b 绘制作图。

2 结果与讨论

2.1 MICP 技术对土壤基础理化性质的影响

土壤 pH 值对重金属的影响十分重要^[25]。当土壤呈酸性时,土壤中溶解性 Pb 含量增加,迁移性和有效性增大,同时土壤中固定的铅,也容易释放出来^[26]。土壤生物处理过程中由于外源物质的加入

对土壤环境和理化性质有很大的影响。土壤 pH 值在 7.96 ~ 7.00 呈下降趋势,无显著变化。主要由于微生物矿化的过程中会有碳酸根离子的生成,导致土壤环境 pH 值变低,而土壤自身具有缓冲作用使得土壤 pH 值变化趋势并不大。整体上看土壤 pH ≥ 7 ,在偏碱性条件下 MICP 技术对土壤 pH 值影响并不大,且在碱性条件下,铅的可溶性和移动性降低,更容易进行稳定化影响植物对铅的吸收。

土壤电导率及有机营养物质对与植物的生长起到关键作用。土壤电导率是研究精细农业不可缺少的重要参数,它包含了反映土壤质量和物理性质的丰富信息。土壤中的盐分、水分、温度、有机质含量和质地结构都不同程度影响着土壤电导率。CaCl₂ 和其他营养成分的加入使土壤中各种盐离子含量升高,所以电导率呈显著($p < 0.01$)上升趋势,为 0.81 ~ 19.91 mS/cm。土壤电导率升高表明土壤盐分含量升高,而土壤盐分含量过高或者过低都会影响植物的生长发育,因此在进行 MICP 修复过程中应严格控制含盐量^[27]。与对照组相比,采用 MICP 修复之后土壤中有机质、TOC、TN 和 TP 含量显著升高,并且在只添加培养基的情况下含量达到最高值,而添加菌剂后各种营养元素的含量后有机质含量呈下降趋势,见表 2。结合土壤电导率及各种营养元素的变化规律,在进行 MICP 生物修复过程中应严格控制 CaCl₂ 的添加量,在达到修复效果的同时还应保证土壤的肥力。

表2 不同生物处理方式对土壤基本理化性质的影响

Table 2 Effects of different biological treatments on basic physical and chemical properties of soil

Sample ID	pH value	EC/(mS · cm ⁻¹)	Soil organic matter/(mg · g ⁻¹)	TOC/(mg · g ⁻¹)	TN/%	TP/(mg · kg ⁻¹)
CK	7.96 ± 0.07a	0.81 ± 0.14d	42.03 ± 1.45c	23.83 ± 1.11c	0.01 ± 0.00d	6.16 ± 1.83c
P	6.99 ± 0.03b	13.43 ± 0.81c	51.97 ± 2.60a	29.72 ± 0.99a	0.62 ± 0.04a	25.51 ± 0.66a
J	7.00 ± 0.05b	16.80 ± 1.27b	45.90 ± 0.79b	26.65 ± 0.36b	0.47 ± 0.01b	22.63 ± 0.83b
J'	7.08 ± 0.05b	19.91 ± 0.59a	44.80 ± 1.40bc	25.89 ± 0.76b	0.30 ± 0.01c	22.30 ± 1.99b

Note: Different letters are significantly ($p < 0.05$) different according to Fisher's PLSD-test.

2.2 MICP 技术对土壤重金属的浸提率的影响

重金属的有效性一般是指环境中重金属元素在生物体内的吸收、积累或毒性程度。重金属的生物有效性信息,既是污染土壤风险评估的重要手段^[28-29],又是人们对受污染土壤进行治理和修复的基础^[30]。土壤重金属浸提率及 CaCO_3 产量见图 2,与对照 CK 相比,在用纯水浸提的条件下,生物修复分别使 Pb 浸出量下降了 53.66%、67.44% 和 76.34%,差异性显著 ($p < 0.05$);采用 EDTA-2Na 对不同处理下的土壤中 Pb 的浸出率变化趋势与采用纯水浸提一致,浸出量分别下降了 24.69%、31.44% 和 50.28%,差异性显著 ($p < 0.05$)。同时通过化学的方法对土壤中 CaCO_3 的含量进行测定,发现在相同条件下 CaCO_3 含量与菌剂的稳定化效果成正相关。证明采用 MICP 技术对土壤中对 Pb 具有稳定化效果,但是在土壤中的修复效果与在溶液进行实验相比还有很大的差距。在以后的研究中应更加侧重在土壤修复稳定化效率的提升。

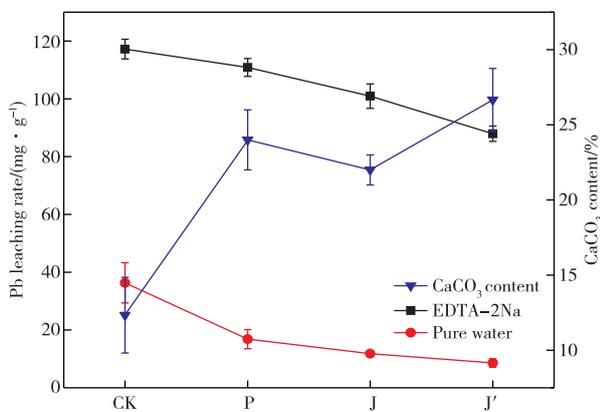


图 2 土壤重金属浸提率及 CaCO_3 产量

Fig. 2 Soil heavy metal extraction rate and CaCO_3 yield

2.3 MICP 技术对土壤中 Pb 形态的影响

土壤重金属污染风险不仅与重金属全量有关,更与其存在形态密切关联,不同形态重金属环境行为和生态效应不同,其中可交换态具有很大的迁移性更易被植物吸收。经 MICP 处理后 Pb 的形态变化,见图 3。与对照组 CK 相比,生物修复后土壤重金属的有效态含量降低,铁锰氧化态含量升高。在生物修复的情况下,添加培养基和菌剂的土壤中 Pb

的有效态相比于对照组分别显著降低了 8.91%、20.86%、41.65%;土壤中重金属 Pb 主要以铁锰氧化态的形式存在,且土壤中重金属形态含量升高的主要为碳酸盐结合态和铁锰氧化态。其中碳酸盐结合态分布升高了 5.06%、7.41%、13.24%,无显著差异。碳酸盐结合态含量的升高可能就是由于微生物矿化,使得 Pb 与碳酸盐共沉淀的形式沉淀下来。有效态含量的降低使得重金属 Pb 在土壤中的可迁移性降低,对植物及地下水的危害性大大降低^[31]。

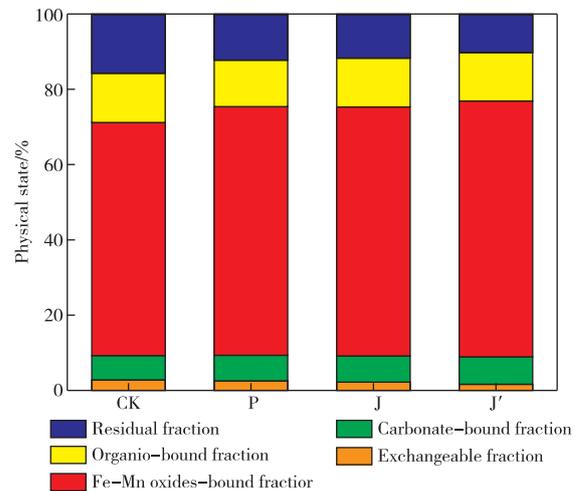


图 3 土壤重金属 Pb 形态分析

Fig. 3 Soil heavy metal Pb morphology analysis

2.4 经 MICP 处理后土壤的 SEM 和 XRD 分析

为了便于分析 MICP 技术对土壤中 Pb 修复的机理,对土壤颗粒进行 SEM 观察(图 4)和 XRD 分析(图 5),研究土壤颗粒表面的形貌和成分组成。由图 4 可见,对照组土壤表面相对光滑,而添加培养基和菌剂的土壤颗粒表面有碳酸钙晶体的生成。且随着 CaCl_2 含量的增加,土壤晶体密集程度也在变大,这与前面分析 CaCO_3 的含量结果相一致。与空白土壤颗粒形貌相比,MICP 技术修复的土壤颗粒表面有大量细小 CaCO_3 晶体颗粒的黏附,导致沉积物颗粒大小不均,多以不规则团聚体的形式存在,大量不规则结构间隙较大有利于通过表面吸附作用将重金属 Pb 纳入晶体间的间隙。故沉积物可通过表面沉积和表面吸附共同作用,实现对 Pb 的固定。

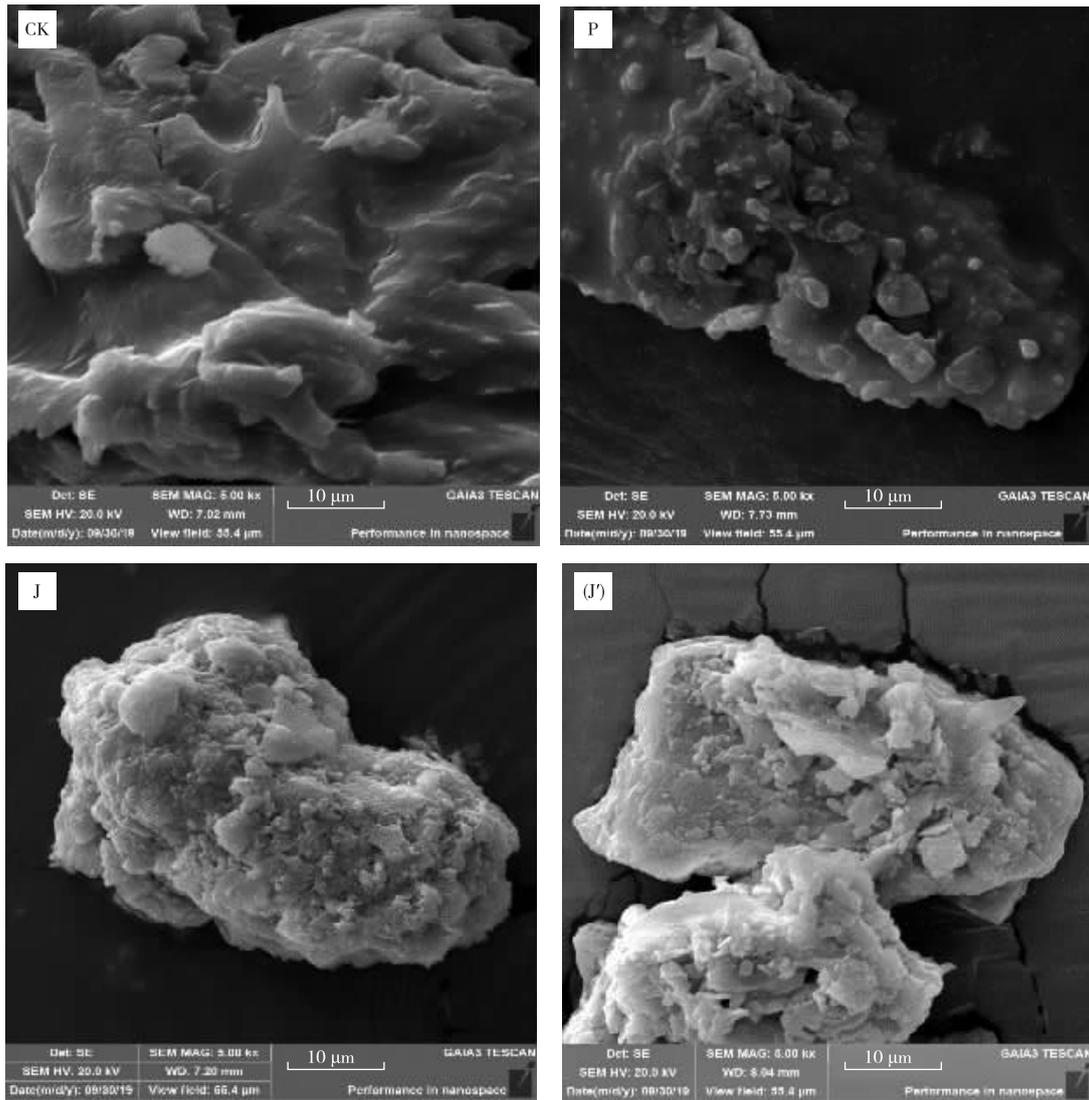


图 4 土壤颗粒 SEM 图像

Fig. 4 SEM images of soil particles

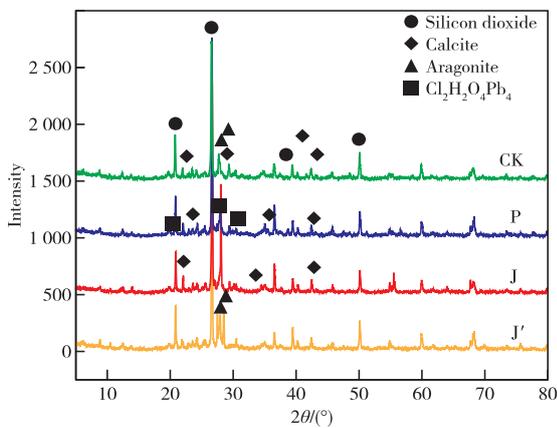


图 5 土壤中矿物元素 XRD 图谱

Fig. 5 XRD patterns of mineral elements in soil

由图 5 可见,微生物确实诱导碳酸盐沉淀形成

了方解石及文石,但是并没有发现碳酸钙与 Pb 的共沉淀,而是以 $\text{Cl}_2\text{H}_2\text{O}_4\text{Pb}_4$ 的形式被稳定化。现有研究更多的都是在溶液中进行,且在矿化产物中有 PbCO_3 的生成。而在土壤中影响研究结果的原因众多,主要就是土壤中复杂的环境,影响生物矿化的过程或者土壤中一些物质对矿化反应造成一定的影响。同时土壤中矿化产物占比较少,在取样和分析的过程中也会存在一定的误差。结合前面稳定化及 CaCO_3 含量的结果,说明控制 CaCl_2 加入的量对稳定化修复的效果十分重要。

3 结论

多数研究证明 MICP 去除溶液中的 Pb 的效率很高,可达 90% 以上,并且大部分 Pb 通过 MICP 产

生的碳酸钙矿物共沉淀去除。本研究通过实验室模拟产脲酶菌剂对土壤中 Pb 进行稳定化修复。研究发现采用 MICP 技术对土壤理化性质具有很大的影响;同时,由于土壤环境复杂,菌剂在土壤中生长情况以及土壤环境对矿化过程的影响,导致 MICP 技术在土壤对 Pb^{2+} 的去除效率比在溶液中低,但是对于土壤中低浓度的 Pb 污染,通过 MICP 修复后也能达到修复目的。MICP 技术作为目前应用较为广泛的一种修复方法,未来对于修复 Pb 污染场地具有非常好的应用前景,但在实际工程应用前,还需要对细菌在土壤中的适生性、土壤复杂环境中的矿化过程以及沉淀物的稳定等诸多问题进行深入的研究,以提高在实际工程应用中 MICP 对 Pb 及其他重金属的稳定化效率。

参考文献:

- [1] 刘敬勇. 矿区土壤重金属污染及生态修复[J]. 中国矿业, 2006(12):69-72.
LIU Jingyong. The research progress on heavy metal soil pollution and ecological rehabilitation in mine area[J]. China Mining Magazine, 2006(12):69-72.
- [2] MORKUNAS I, WOZNIAC A, MAI V C, et al. The role of heavy metals in plant response to biotic stress[J]. Molecules, 2018, 23(9):2320. DOI: 10.3390/molecules23092320.
- [3] PAN X D, WU P G, JIANG X G. Levels and potential health risk of heavy metals in marketed vegetables in Zhejiang, China[J]. Scientific Reports, 2016, 6:20317. DOI: 10.1038/srep20317.
- [4] BOWVIE, STANLEY H, IAIN T, et al. Environmental geochemistry and health; report to the Royal Society's British National Committee for Problems of the Environment[M]. Springer Science & Business Media, 2012.
- [5] MOYNAHAN E J. Trace elements in man [J]. Biological Sciences, 1979, 288(1026):65-79.
- [6] 章智明, 黄占斌, 单瑞娟, 等. 矿区重金属污染土壤修复方法的研究进展[J]. 西部资源, 2012(5):79-81.
ZHANG Zhiming, HUANG Zhanbin, SHAN Ruijuan, et al. The research progress of remediation methods on heavy metal contaminated mining lands [J]. Western Resources, 2012(5):79-81.
- [7] 杨丽琴, 陆泗进, 王红旗. 污染土壤的物理化学修复技术研究进展[J]. 环境保护科学, 2008(5):45-48.
YANG Liqin, LU Sijin, WANG Hongqi. Progress on physical and chemical remediation technologies of contaminated soils [J]. Environmental Protection Science, 2008(5):45-48.
- [8] 叶增辉, 尹国勋. 污染土壤的物理化学修复现状与展望[J]. 山西建筑, 2010(13):339-341.
YE Zenghui, YIN Guoxun. The status and prospect of physical-chemical remediation on contaminated soils[J]. Shanxi Architecture, 2010(13):339-341.
- [9] 徐礼生, 吴龙华, 高贵珍, 等. 重金属污染土壤的植物修复及其机理研究进展[J]. 地球与环境, 2010, 38(3):372-377.
XU Lisheng, WU Longhua, GAO Guizhen, et al. Progress in research on and mechanism of phytoremediation for heavy metal-polluted soil [J]. Earth and Environment, 2010, 38(3):372-377.
- [10] 赵晓梅, 解静芳. 土壤-植物系统铅污染现状与修复技术的研究[J]. 太原师范学院学报(自然科学版), 2007, 6(1):111-113.
ZHAO Xiaomei, XIE Jingfang. Lead pollution in soil-plant system and its restoration [J]. Journal of Taiyuan Normal University (Natural Science Edition), 2007, 6(1):111-113.
- [11] 王新花, 赵晨曦, 潘响亮. 基于微生物诱导碳酸钙沉淀(MICP)的铅污染生物修复[J]. 地球与环境, 2015, 43(1):80-85.
WANG Xinhua, ZHAO Chenxi, PAN Xiangliang. Bioremediation of Pb-pollution based on microbially induced calcite precipitation [J]. Earth and Environment, 2015, 43(1):80-85.
- [12] SHRADDHA G, DARSHAN M. Microbially induced calcite precipitation through urolytic organisms: A review[J]. International Journal of Life Sciences, 2019, 7(1):133-139.
- [13] SEIFAN M, SAMANI A K, BERENJIAN A. Bioconcrete: Next generation of self-healing concrete[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2016, 100(6):2591-2602.
- [14] MWANDIRA W, NAKASHIMA K, KAWADAKI S, et al. Solidification of sand by Pb(II)-tolerant bacteria for capping mine waste to control metallic dust: Case of the abandoned Kabwe Mine, Zambia[J]. Chemosphere, 2019, 228:17-25.
- [15] ACHAL V, PAN X, ZHANG D. Remediation of copper-contaminated soil by *Kocuriaflava* CR1, based on microbially induced calcite precipitation [J]. Ecological Engineering, 2011, 37(10):1601-1605.
- [16] ACHAL V, PAN X, ZHANG D. Bioremediation of strontium(Sr) contaminated aquifer quartz sand based on carbonate precipitation induced by Sr resistant *Halomonas*[J]. Chemosphere, 2012, 89(6):764-768.

- [17] ACHAL V, PAN X, FU Q, et al. Biomineralization based remediation of As (Ⅲ) contaminated soil by *Sporosarcinaginsengisoli* [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012, 201-202(30):178-184.
- [18] EKPERUSI O A, AIGBODION F I. Bioremediation of petroleum hydrocarbons from crude oil-contaminated soil with the earthworm; *Hyperiodrilusafricanus* [J]. *Biotech*, 2015, 5(6):957-965.
- [19] AYANSINA A, OLUBUKOLA B. A new strategy for heavy metal polluted environments; A review of microbial biosorbents [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2017, 14(1):94-100.
- [20] ACHAL V, MUKHERJEE A, BASU P C, et al. Strain improvement of *Sporosarcinapasteurii* for enhanced urease and calcite production [J]. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 2009, 36(7):981-988.
- [21] ACHAL V, MUKHERJEE A, BASU P C, et al. Lactose mother liquor as an alternative nutrient source for microbial concrete production by *Sporosarcinapasteurii* [J]. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 2009, 36(3):433-438.
- [22] RAMACHANDRAN S K, RAMAKRISHNAN V, BANG S S. Remediation of concrete using micro-organisms [J]. *ACI Materials Journal*, 2001, 98(1):3-9.
- [23] 许朝阳, 杨贺, 黄建璋, 等. 生物修复 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 污染土的稳定性 [J]. *工业建筑*, 2018(7):33-37.
XU Zhaoyang, YANG He, HUANG Jianzhang, et al. Stability of bioremediated soil contaminated by Cu^{2+} or Pb^{2+} [J]. *Industrial Construction*, 2018(7):33-37.
- [24] 易磊, 张增强, 沈锋, 等. 浸提条件和浸提剂类型对土壤重金属浸提效率的影响 [J]. *西北农业学报*, 2012, 21(1):156-160.
YI Lei, ZHANG Zengqiang, SHEN Feng, et al. Impact of different extraction conditions and different extracts on heavy metals from several typical soils [J]. *Acta Agriculturae Boreali-occidentalis Sinica*, 2012, 21(1):156-160.
- [25] HARTER, ROBERT D. Effect of soil pH on adsorption of lead, copper, zinc, and nickel [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1983, 47(1):47-51.
- [26] VRANCUTA L, BADULESCU B, MUSAT S, et al. The influence of pH on the mobility of heavy metals in agricultural soil from Ialomița area [J]. *International Multidisciplinary Scientific Geo Conference; SGEM*, 2019, 19(32):523-530.
- [27] 李红忠, 李生宇, 雷加强, 等. 塔克拉玛干沙漠不同矿化度水灌溉造林试验研究 [J]. *干旱区地理*, 2005, 28(3):305-310.
LI Hongzhong, LI Shengyu, LEI Jiaqiang, et al. Experimental study on afforestation irrigated with saltwater with different mineralizations in the Taklimakan desert [J]. *Arid Land Geography*, 2005, 28(3):305-310.
- [28] LI J X, YANG X E, HE Z L, et al. Fractionation of lead in paddy soils and its bioavailability to rice plants [J]. *Geoderma*, 2007, 141(3/4):0-18.
- [29] IMPELLITTERI C A, SAXE J K, COCHRAN M, et al. Predicting the bioavailability of copper and zinc in soils; Modeling the partitioning of potentially bioavailable copper and zinc from soil solid to soil solution [J]. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 2003, 22(6):1380-1386.
- [30] LI F, SHAN X, ZHANG T, et al. Evaluation of plant availability of rare earth elements in soils by chemical fractionation and multiple regression analysis [J]. *Environmental Pollution*, 1998.
- [31] MITCHELL A C, FERRIS F G. The coprecipitation of Sr into calcite precipitates induced by bacterial ureolysis in artificial groundwater; Temperature and kinetic dependence [J]. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 2005, 69(17):0-42.