

矿区污染土壤微生物矿化技术分析

苏 建^{1,2}

¹广西博世科环保科技股份有限公司, 广西 南宁

²湖南大学环境科学与工程学院, 湖南 长沙

Email: nnsujian@163.com

收稿日期: 2021年3月17日; 录用日期: 2021年4月20日; 发布日期: 2021年4月27日

摘 要

有色行业不规范的采选冶过程导致矿区土壤重金属污染严重。生物矿化可以通过生物体自身代谢、细胞或胞外基质将金属离子转变为稳定的固相矿物, 是绿色长效的土壤修复技术。其按作用形式主要可分为生物控制矿化和生物诱导矿化。生物控制矿化是通过还原功能菌调整和控制硫化土壤环境中 Fe^{3+} 浓度, 降低土壤环境的氧化还原电位, 形成金属硫化矿物沉淀, 从而降低重金属的生物有效性和毒性, 多用在深层的厌氧环境中。生物诱导矿化则主要通过细胞的生化活动改变周围环境从而实现矿化, 目前应用较多的生物诱导碳酸盐沉淀(MICP)主要通过功能菌新陈代谢产生的脲酶催化尿素水解, 生成以方解石为主的碳酸盐或复盐晶体, 实现重金属的矿化固定, 多用在表层或浅层好氧的环境中。

关键词

重金属污染, 矿区土壤, 控制矿化, 诱导矿化

Analysis on Microbial Mineralization Technology of Contaminated Soil in Mining Area

Jian Su^{1,2}

¹Guangxi Bossco Environmental Protection Technology Co., Ltd., Nanning Guangxi

²College of Environmental Science and Engineering, Hunan University, Changsha Hunan

Email: nnsujian@163.com

Received: Mar. 17th, 2021; accepted: Apr. 20th, 2021; published: Apr. 27th, 2021

Abstract

The nonstandard mining, beneficiation and metallurgy process in nonferrous metals industry leads to serious heavy metal pollution in mining soil. Biomineralization can transform metal ions into stable solid minerals through self-metabolism, cell or extracellular matrix, which is a green and long-term soil remediation technology. It can be divided into biological control mineralization and biological induced mineralization. Biocontrol mineralization is to adjust and control the concentration of Fe^{3+} in sulfide soil environment by reducing functional bacteria, reduce the redox potential of soil environment, and form metal sulfide mineral precipitation, so as to reduce the bioavailability and toxicity of heavy metals. It is mostly used in deep anaerobic environment. Bio-induced mineralization is mainly through the biochemical activities of cells to change the surrounding environment to achieve mineralization. At present, the most widely used microbial induced carbonate precipitation (MICP) is mainly through the hydrolysis of urea catalyzed by urease metabolized by functional bacteria to generate calcite-based carbonate or double salt crystals to achieve the mineralization and fixation of heavy metals. It is mostly used in surface or shallow aerobic environment.

Keywords

Heavy Metal Pollution, Mining Soil, Controlled Mineralization, Induced Mineralization

Copyright © 2021 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. 研究背景

近年来,我国有色金属行业重金属的排放占全国行业排放总量的 41.5%~61.8%,有色行业采选冶过程所产生尾矿/废渣是我国重金属污染最重要的污染源和危险源。西南地区作为我国主要有色金属主产区,在喀斯特岩溶地貌及亚热带温湿多雨气候作用下,未得到妥善处置的大量废矿石、尾矿、废渣重金属不可避免地通过土壤、水体、大气等介质直接或间接向环境的释放,严重危害下游环境及人类健康。有色金属污染土壤的长效治理成为“蓝天碧水净土”保卫战的关键攻坚环节!

矿区重金属污染土壤治理的症结在于其开放式环境。在亚热带湿润多雨气候下,大量雨水与氧气直接接触尾矿/废渣,促使嗜酸微生物(钩端螺旋菌、嗜酸硫杆菌、氧化亚铁硫杆菌等)加速硫化矿物氧化,所形成的强酸性环境导致伴生的镉、铅、锌等多种重金属源源不断活化溶出。因此,重金属土壤治理的关键是将活化的金属离子转变为低溶解度的矿物形态,同时在上部形成低渗或发酵的阻隔层以防止雨水下渗发生返溶。

常规的重金属土壤化学修复虽然简单快捷,但存在成本高、易造成二次污染等不足。尤其在南方湿润多雨气候条件下,地下水、雨水、氧气易与土壤接触,使稳定化合物中重金属再次溶出,难以彻底解决污染土壤返溶问题。生物矿化是生物体通过生物大分子的调控生成无机矿物的过程,即通过生物体代谢、细胞或胞外基质将金属离子转变为稳定的固相矿物,具有绿色、高效、可持续等技术特点。

目前已知的微生物地球化学原位矿化途径主要有尿素水解、反硝化作用、三价铁还原和硫酸盐还原作用等,相关技术的研究大部分尚处于实验室研究阶段,在固定污染土壤中重金属的工程化应用方面仍

面临诸多挑战, 主要包括评价标准缺失、土壤环境变化条件下长期有效性、生物安全与环境风险等方面。微生物地球化学过程虽然有较好的持续性, 但受传质影响时效性明显偏慢, 目前还没有明确的过程控制与验收评价标准; 另外微生物的生存作用十分依赖人为调控的赋存环境, 在大尺寸的野外环境下, 其长期作用过程不可避免地面临周边环境变更或季节性环境因素交替等情况, 作用的长效性目前还缺乏评价; 最后由于生物矿化很多都采用高度驯化的外源功能菌, 单独大量地引入到某一环境中, 会侵占土著微生物的生活空间和营养, 影响当地土壤微生物的种群多样性, 而目前各矿化过程的机理机制均有较大不同, 对矿化产物及功能菌本身的风险评估还没有明确的评价。本文通过剖析微生物地球化学矿化作用类别、反应过程、作用效果、矿化产物等, 为生物矿化的工程化应用提供参考。

2. 微生物矿化技术

微生物矿化修复技术主要是利用经筛选或驯化的专性微生物或工程菌来固定重金属, 或利用微生物的代谢途径将有毒重金属离子转化成无毒或低毒价态的污染物达到解毒的目的[1]。微生物对重金属污染环境的修复主要通过生物矿化来实现。微生物在高浓度重金属胁迫环境下, 在胞内生成磷化物或硫蛋白等物质来沉淀重金属, 然后在静电吸附作用下与重金属离子形成晶核固定在细胞壁上, 甚至通过包埋吸附重金属离子的胞外分泌物, 即胞外聚合物(Extracellular Polymeric Substances, EPS)来降低与细胞壁接触的重金属离子的浓度, 从而保障细胞正常的代谢活动[2]。另外, 微生物细胞膜带有多种阴离子官能团(如羧基、巯基、羟基), 它们通过细胞络合、胞外沉淀以及胞内积累来吸附重金属阳离子[3]。生物矿化按作用形式主要可分为生物控制矿化(Biological Controlled Mineralization, BCM)和生物诱导矿化(Biological Induced Mineralization, BIM)。

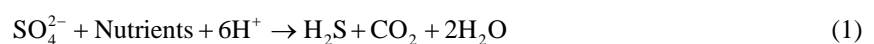
2.1. 生物控制矿化

1) 生物控制矿化作用机制:

生物控制矿化主要是通过铁还原菌(Dissimilatory Iron Reducing Bacteria, DIRB)和硫酸盐还原菌群(Sulfate Reducing Bacteria, SRB)等还原功能菌, 以及生物吸附转化过程, 调整和控制硫化矿物环境中 Fe^{3+} 浓度, 降低环境的氧化还原电位, 同时将重金属元素形成硫化矿物进而沉淀, 从而降低重金属的生物有效性和毒性[4]。

以硫酸盐还原菌为例, 其能够通过异化作用将硫酸盐还原为硫化氢气体, 同时将体外的金属矿物转化为纳米级的金属硫化物[5]。目前常用的 SRB 菌群主要有脱硫微菌 *Desulfomicrobium*、脱硫杆菌 *Desulfobacter*、热脱硫杆菌 *Desulfotomaculum* 等, 功能菌群能在还原环境中将 SO_4^{2-} 转化为 H_2S , H_2S 进一步与重金属 M 结合形成硫化物沉淀。Li 等[6]研究发现 SRB + Fe^0 对沉积物中 Cu、Cd、Zn 和 Pb 的固化效果最佳, 吸附去除率依次达 100%、98.5%、90.7%、100%, 同时通过 X 射线衍射(XRD)和 X 射线光电子能谱(XPS)表征发现在细菌体内重金属主要以 ZnS 、 CdO 、 $CuZn$ 和 CuS 等形式存在, 由于大部分的重金属硫化物的溶度积很低(铅锌镉等金属硫化物溶度积 K_{sp} 均在 10^{-24} 以上), 故可以显著降低重金属淋溶率。而 SRB 在代谢的同时也会产生 OH^- 等碱性官能团, 提高土壤 pH, 从而抑制土壤酸化返溶。主要反应过程如式(1)~(3)所示:

① 硫酸盐还原菌在有机碳源条件下还原硫酸根



② 硫离子与金属阳离子生成金属硫化矿物



SRB 的修复效果已经被验证可用于放射性金属和有色金属,以及农田土壤中。Groudev 等[7]采用 SRB 原位修复深层土壤中铀、镭、Cu、Zn、Cd 污染后,土壤中铀、镭、Cu、Zn、Cd 的不溶态显著增加,土壤浸出液中污染物浓度明显降低。Jiang 等[8]将 SRB 用于 Cd 污染土壤后,土壤中 Cd 的主要存在形式转变为铁锰氧化物态,Cd 生物可利用度明显降低。吴淑杭等[9]利用脱硫弧菌 *Desulfovibrio* sp. Wn-1 和 Wn-2 对 Cr 污染土壤进行模拟修复,10 天后 Cr⁶⁺还原率高达 75.3 %。

2) 影响控制矿化效果的关键因素:

一方面,微生物的生长及矿化作用需要持续的碳源补给,以驱动地球化学过程的循环。SRB 碳源主要可分为① 有机化合物类:如乳酸盐、乙酸盐、丙酸盐,其中乳酸钠是被证实效果最佳的碳源之一[10];② 有机废弃物类:包括可生物降解物质(如动物粪便、堆肥、污泥)、纤维素材料(如稻草、锯末、木屑)等。碳源为 SRB 提供生长的能源和电子供体,是 SRB 生长最重要的限制因子,不同的碳源可产生不同的 SRB 生物量,同时也是影响硫酸盐生物还原工艺的一个重要经济因素。相对于有机化合物,有机废物存在天然的价格优势,具有明显的低成本效益,尤其是充分利用本地区的有机废物从而进一步降低运输和处理成本[11]。

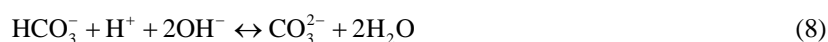
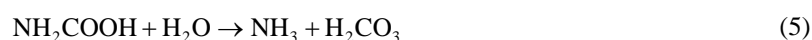
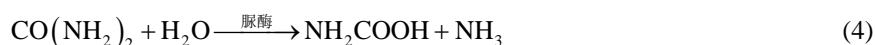
另一方面,SRB 多为厌氧菌群,适合修复深层污染土壤。Marina Nicolova 等[12]将乳酸和乙酸酯作为 SRB 的碳源,通过钻孔向土壤深层加入。在浅层施作时(如闭库的尾矿库等),为保持功能菌的作用环境,需要在顶部铺设秸秆等有机营养层,同时喷洒或添加一些富含 SRB 的活性污泥作为接种源,通过发酵过程消耗氧气,维持下部的厌氧环境。张楠等[13]在尾矿库环境中,以稻草为碳源、污泥为微生物接种源,构建尾矿砂-微生物体系,对矿山重金属污染土壤进行原位硫酸盐还原生物矿化修复。

生物控制矿化由于修复周期很长,在地球化学作用过程中 SRB 还面临与原环境中原有嗜酸菌(acidophilic bacteria)的竞争问题,添加酵母膏提取物有助于缓减这种竞争[14]。

2.2. 生物诱导矿化

1) 生物诱导矿化作用机制:

生物诱导矿化(BIM)是生物矿化的另一分支,主要通过细胞的生化活动改变周围环境从而实现矿化。微生物诱导碳酸盐沉淀(MICP)是生物诱导矿化的延伸,指在环境中存在 Ca²⁺等金属离子以及其他底物存在时,微生物通过自身代谢调节体系环境,形成以方解石为主的碳酸盐晶体。从反应物及生成物毒性、反应速率、反应条件、应用环境的对比来看,尿素水解过程容易控制、反应物及产物安全,且反应效率高,是最适宜在开放式环境中应用的 MICP 技术[15]。尿素水解 MICP 过程发生如式(4)~式(9)所示矿化反应[16]:



在自然条件下尿素的水解非常缓慢,而产脲酶菌所产脲酶可以使尿素的水解速率提高 10⁴ 倍,从而使得整个反应迅速发生[17]。因此,产脲酶菌的脲酶产率和环境耐受性成为尿素水解 MICP 过程的关键因

素。目前对重金属有较好耐受性的产脲酶菌主要有芽孢八叠球菌系列、黄色考克氏菌、蜡状芽孢杆菌等。其中芽孢八叠球菌系列应用最广泛，主要有巴氏芽孢八叠球菌(*Sporosarcina pasteurii*)、朝鲜芽孢八叠球菌(*Sporosarcina koreensis* UR47)、芽孢八叠球菌(*Sporosarcina* R-31323 UR31)等。

尿素水解 MICP 过程被应用在土木工程、岩土工程、环境工程等多个领域。通过 MICP 作用，土体的物理力学性质发生了很大变化。一方面受生物胶结作用(biocementation)，土体强度、刚度增长，压缩性降低；另一方面受生物防渗作用(bioclogging)，土体渗透性降低[18]，如尾矿土经 MICP 过程矿化后，固化土渗透系数 k 降低至 2.1×10^{-7} cm/s，为下部尾矿提供了致密绝氧覆盖层，防止雨水下渗导致返溶[19]。

尿素水解 MICP 过程能够高效固化重金属或者放射性金属。其主要通过在尿素水解驱动方解石沉积过程中与方解石共沉淀来实现重金属的固定。尿素水解产生碳酸氢铵和铵根离子，碳酸氢铵直接参与方解石沉积，而铵根离子可与重金属离子交换及吸附重金属离子，通过隔离机制使得重金属离子以碳酸盐矿物的形式被固定，其过程(以金属 Sr 为例)如图 1 所示[20]。随着 MICP 过程对土壤还原电位的不敏感，产脲酶菌通过增加溶液的 pH 值和碱度来加速方解石的沉积。方解石在碱性条件下更加稳定，因此能够通过 CaCO_3 来捕获重金属离子[21]。重金属离子被菌体细胞吸附在细胞表面，然后与细胞表面的成核位点相结合，随后发生生物吸附，该过程是一个被动吸收的过程[22]。

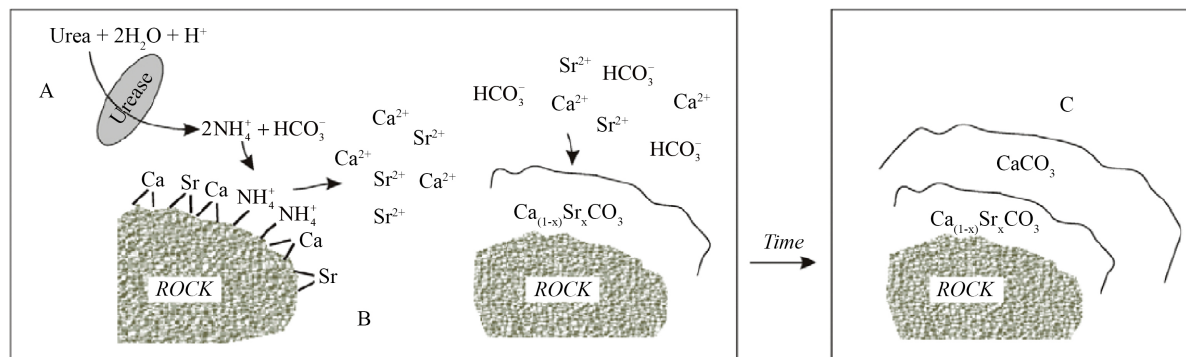


Figure 1. Simplified representation of the events occurring during the ureolytic induced carbonate precipitation
图 1. 尿素水解 MICP 诱导碳酸钙与重金属共沉淀原理示意图

目前土壤介质中已有多种重金属被证实能通过尿素水解 MICP 过程得到有效固定，部分成果如表 1 所示。

Table 1. The statistics table of urea hydrolysis MICP repair effects for different heavy metal
表 1. 尿素水解 MICP 对不同重金属修复效果统计表

重金属	产脲酶菌	重金属的生物修复率	数据来源
Cu	黄色考克氏菌(<i>Kocuria flava</i> CR)	95% (ic = 340 mg/kg, 土壤)	Achal [23]
Pb	黄色考克氏菌(<i>Kocuria flava</i>)	83.4% (ic = 100 mg/kg, 土壤)	Achal [21]
Zn	碳酸盐矿化菌剂	50% (ic = 33.4 mg/kg, 土壤)	许燕波[24]
Cd	微杆菌(<i>Exiguobacterium undae</i>)	90% (ic = 100 mg/kg, 土壤)	Kumari [25]
Cr	蜡状芽孢杆菌(<i>Bacillus cereus</i> YR5)	92% (ic = 100 mg/kg, 土壤)	Kumari [26]
As	芽孢八叠球菌(<i>Sporosarcina ginsengisoli</i>)	99.8% (ic = 500 mg/kg, 土壤)	Achal [27]
Sr	巴氏芽孢八叠球菌(<i>Sporosarcina pasteurii</i> WJ-2)	80% (ic = 7 mg/kg, 石英砂)	Kang [28]

注: ic 指土壤或溶液中重金属的初始浓度。

从表 1 的研究成果来看, 已可以通过筛选驯化的土著菌种配合功能菌群实现对阴阳离子型重金属的高效矿化, 大幅地降低了重金属的生物有效性率。对 Cu、Pb、Zn、Cd 等阳离子型重金属, 主要通过生物催化酶作用将尿素分解形成 CO_3^{2-} , 与+2 价重金属离子以碳酸盐的形式沉淀固定; 对 Cr、As 等阴离子型重金属, 则主要通过微生物矿化作用将 Cr(VI)和 As(III)固定于方解石晶格中, 有效地阻止其迁移扩散。

2) 影响控制矿化效果的关键因素:

生物控制矿化效果的关键在于 EPS 对矿化产物的控制, 主要包括: ① EPS 包含的键能对矿化产物的控制; ② 大分子的结构和表面能对矿化位置和形态的控制。

一方面, EPS 具有多种高低不同的键能, 如高键能的共价键和低键能的氢键、离子键、范德华键等, 键的断裂与组合过程, 影响着肽链组成的多级蛋白结构, 控制着环境体系 pH 的变化及无机-有机的键能链接。另一方面, EPS 包含诸多疏水性大分子结构构架和充当矿物成核面的酸性大分子, 二者共同组装形成有机基体, 起着机械支撑的结构构架作用, 能与无机矿物进行复杂组装, 其矿化产物具有良好的生物相容性和优异的物理力学性能, 能够抵抗存在于生物环境中的各类应力而不会机械破坏, 这也是矿化产物能保持长效稳定的重要原因。

3. 总结

1) 生物矿化技术利用功能菌自身地球化学作用过程, 将可溶态重金属重新固定为难溶性的矿物形态, 通过人为的调节生物群落及功能菌生存环境, 可大幅缩短成矿的作用过程。但生物矿化的途径、菌种、及适用条件有较大不同。

2) 生物控制矿化是通过调节氧化还原电位, 将氧化的硫酸根重新与重金属生成方铅矿、闪锌矿、黄铜矿、辰砂、硫镉矿、辉锑矿等溶解度极低的硫化物矿物。硫酸盐还原菌群(SRB)和铁还原菌(DIRB)均需要在厌氧条件下生长作用, 且对碳源的需求量较大。因此, 接种层和覆盖层钙源的选择及可持续性对生物控制矿化的成效有较大影响。

3) 生物诱导矿化则是通过代谢产物酶等调节环境体系, 催化碳酸盐沉积反应的进行, 最终通过碳酸盐或复盐的形式固定重金属。微生物诱导碳酸盐沉淀(MICP)过程容易控制、反应物及产物安全, 且反应效率高, 所用功能菌多为好氧菌, 适合在开放式环境或表层土壤中应用。

参考文献

- [1] 杨琳琳, 季秀玲, 吴潇, 林连兵, 魏云林. 微生物在成矿及矿区环境修复中的应用研究现状[J]. 生命科学, 2011, 23(3): 306-310.
- [2] Yuan, H.P., Zhang, J.H., Lu, Z.M., Min, H. and Wu, C. (2009) Studies on Biosorption Equilibrium and Kinetics of Cd^{2+} by *Streptomyces* sp. K33 and HL-12. *Journal of Hazardous Materials*, **164**, 423-431. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.08.014>
- [3] Sari, A. and Tuzen, M. (2009) Biosorption of As(III) and As(V) from Aqueous Solution by Macrofungus (*Inonotus hispidus*) Biomass: Equilibrium and Kinetic Studies. *Journal of Hazardous Materials*, **164**, 1372-1378. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.047>
- [4] Bazylinski, D.A. and Frankel, R.B. (2003) Biologically Controlled Mineralization in Prokaryotes. In: Dove, P.M., De Yoreo, J.J. and Weiner, S., Eds., *Bazylinski & Frankel*, De Gruyter, Berlin, Boston, 217-247. <https://doi.org/10.1515/9781501509346-013>
- [5] Labrenz, M., Druschel Gregory, K. and Thomsen-Ebert, T., Gilbert, B., Welch, S.A., Kemner, K.M., et al. (2000) Formation of Sphalerite (ZnS) Deposits in Natural Biofilms of Sulfate-Reducing Bacteria. *Science*, **290**, 1744-1747. <https://doi.org/10.1126/science.290.5497.1744>
- [6] Li, X., Wu, Y., Zhang, C., Liu, Y., Zeng, G., Tang, X., et al. (2016) Immobilizing of Heavy Metals in Sediments Contaminated by Nonferrous Metals Smelting Plant Sewage with Sulfate Reducing Bacteria and Micro Zero Valent Iron. *Chemical Engineering Journal*, **306**, 393-400. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.07.079>
- [7] Groudev, S.N., Spasova, I.I. and Georgiev, P.S. (2001) *In Situ* Bioremediation of Soils Contaminated with Radioactive

- Elements and Toxic Heavy Metals. *International Journal of Mineral Processing*, **62**, 301-308.
[https://doi.org/10.1016/S0301-7516\(00\)00061-2](https://doi.org/10.1016/S0301-7516(00)00061-2)
- [8] Jiang, W. and Fan, W. (2008) Bioremediation of Heavy Metal-Contaminated Soils by Sulfate-Reducing Bacteria. *Annals of the New York Academy of Sciences*, **1140**, 446-454. <https://doi.org/10.1196/annals.1454.050>
- [9] 吴淑杭, 周德平, 吕卫光, 姜震方, 徐亚同. 硫酸盐还原菌修复铬(VI)污染土壤研究[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(2): 467-471.
- [10] 韩煦, 周天旭, 刘勇. 不同碳源对 ZVI-SRB- SO_4^{2-} 体系中生物活性的影响[J]. 天津工业大学学报, 2015(2): 58-63.
- [11] Mulopo, J. (2016) Pilot Scale Assessment of the Continuous Biological Sulphate Removal from Coal Acid Mine Effluent Using Grass Cutting as Carbon and Energy Sources. *Journal of Water Process Engineering*, **11**, 104-109.
<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2016.04.001>
- [12] Nicolova, M., Spasova, I., Georgiev, P. and Groudev, S. (2017) Microbial Removal of Toxic Metals from a Heavily Polluted Soil. *Journal of Geochemical Exploration*, **182**, 242-246. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.11.003>
- [13] 张楠, 陈天虎, 周跃飞, 王进, 金杰, 黎少杰. 以秸秆为微生物碳源的尾矿原位修复: 动态实验的初步分析[J]. 矿物岩石地球化学通报, 2011, 30(3): 334-340.
- [14] Zhang, M., Liu, X., Li, Y., Wang, G., Wang, Z. and Wen, J. (2017) Microbial Community and Metabolic Pathway Succession Driven by Changed Nutrient Inputs in Tailings: Effects of Different Nutrients on Tailing Remediation. *Scientific Reports*, **7**, Article No. 474. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-00580-3>
- [15] 苏建, 曹斐姝, 宋海农, 欧孝夺, 李小明. 铝土尾矿原位微生物选培及固化试验研究[J]. 应用基础与工程科学学报, 2020, 28(5): 1224-1234.
- [16] Stocks-Fischer, S., Galinat, J.K. and Bang, S.S. (1999) Microbiological Precipitation of CaCO_3 . *Soil Biology & Biochemistry*, **31**, 1563-1571. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00082-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00082-6)
- [17] Benini, S., Rypniewski, W.R., Wilson, K.S., Miletti, S., Ciurli, S. and Mangani, S. (1999) A New Proposal for Urease Mechanism Based on the Crystal Structures of the Native and Inhibited Enzyme from *Bacillus Pasteurii*: Why Urea Hydrolysis Costs Two Nickels. *Structure*, **7**, 205-216. [https://doi.org/10.1016/S0969-2126\(99\)80026-4](https://doi.org/10.1016/S0969-2126(99)80026-4)
- [18] Chen, F., Deng, C., Song, W., Zhang, D., Al-Misned, F.A., Golam Mortuza, M., et al. (2016) Biostabilization of Desert Sands Using Bacterially Induced Calcite Precipitation. *Geomicrobiology Journal*, **33**, 243-249.
<https://doi.org/10.1080/01490451.2015.1053584>
- [19] 欧孝夺, 莫鹏, 苏建, 苏建, 彭远胜. 生石灰与微生物共同固化过湿性铝尾黏土试验研究[J]. 岩土工程学报, 2020, 42(4): 624-631.
- [20] Fujita, Y., Taylor, J.L., Wendt, L.M., Reed, D.W. and Smith, R.W. (2010) Evaluating the Potential of Native Ureolytic Microbes to Remediate a ^{90}Sr Contaminated Environment. *Environmental Science & Technology*, **44**, 7652-7658.
<https://doi.org/10.1021/es101752p>
- [21] Achal, V., Pan, X., Zhang, D. and Fu, Q. (2012) Bioremediation of Pb-Contaminated Soil Based on Microbially Induced Calcite Precipitation. *Journal of Microbiology & Biotechnology*, **22**, 244-247.
<https://doi.org/10.4014/jmb.1108.08033>
- [22] Amoozegar, M.A., Ghazanfari, N. and Didari, M. (2012) Lead and Cadmium Bioremoval by *Halomonas* sp. an Exopolysaccharide-Producing Halophilic Bacterium. *Progress in Biological Sciences*, **2**, 1-11.
- [23] Achal, V., Pan, X. and Zhang, D. (2011) Remediation of Copper-Contaminated Soil by *Kocuria flava* CR1, Based on Microbially Induced Calcite Precipitation. *Ecological Engineering*, **37**, 1601-1605.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.008>
- [24] 许燕波, 钱春香, 陆兆文. 微生物矿化修复重金属污染土壤[J]. 环境工程学报, 2013, 7(7): 2763-2768.
- [25] Kumari, D., Pan, X., Lee, D.J. and Achal, V. (2014) Immobilization of Cadmium in Soil by Microbially Induced Carbonate Precipitation with *Exiguobacterium undae* at Low Temperature. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **94**, 98-102. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.07.007>
- [26] Kumari, D., Li, M., Pan, X. and Xin-Yi, Q. (2014) Effect of Bacterial Treatment on Cr(VI) Remediation from Soil and Subsequent Plantation of *Pisum sativum*. *Ecological Engineering*, **73**, 404-408.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.093>
- [27] Achal, V., Pan, X., Fu, Q. and Zhang, D. (2012) Biomineralization Based Remediation of As(III) Contaminated Soil by *Sporosarcina ginsengisoli*. *Journal of Hazardous Materials*, **201**, 178-184.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.11.067>
- [28] Kang, C.H., Choi, J.H., Noh, J.G., Kwak, D.Y., Han, S.H. and So, J.-S. (2014) Microbially Induced Calcite Precipitation-Based Sequestration of Strontium by *Sporosarcina pasteurii* WJ-2. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, **174**, 2482-2491. <https://doi.org/10.1007/s12010-014-1196-4>