杨 茜,李小艺,曹俊毅,等.碳酸盐矿化菌对喀斯特地区土壤滤液重金属的矿化吸附机制 [J]. 中国环境科学, 2026,46(1):29-40.
Yang Q, Li X Y, Cao J Y, et al. Mineralization and adsorption mechanism of carbonate mineralizing bacteria on heavy metals in soil filtratein karst area [J]. China Environmental Science, 2026,46(1):29-40.

碳酸盐矿化菌对喀斯特地区土壤滤液重金属的矿化吸附机制

杨 茜[1],李小艺[1],曹俊毅[1],潘云凤[1],和成忠[2],涂春霖[2],吴龙华[3],梁新然[1*],湛方栋[1*] (1.云南农业大学资源与环境学院,云南省耕地培育与产能提升重点实验室,云南 昆明 650201；2.中国地质调查局昆明自然资源综合调查中心,云南 昆明 650111；3.中国科学院南京土壤研究所,江苏 南京 211135)

摘要：从喀斯特地区土壤中分离出一株碳酸盐矿化菌 C7-1,鉴定为粘质沙雷氏菌(*Serratia marcescens*),通过单因素实验结合表征技术,解析其对镉(Cd)的去除机制,并探讨其对土壤滤液中 Cd、铅(Pb)、锌(Zn)、铜(Cu)的去除方式.结果表明:尿素浓度是调控 Cd^{2+}去除的关键因素,去除率最高可达 74%,其中胞外沉淀(42%)为主要途径,表面吸附(27%)次之;扫描电镜-能谱 (SEM-EDS)、傅里叶红外光谱(FTIR)和X射线衍射(XRD)结果发现 Cd^{2+}可能与 CO_3^{2-}结合形成 $CdCO_3$.土壤滤液中,菌株 C7-1 对 Cd^{2+}、Pb^{2+}、Zn^{2+}和 Cu^{2+}的去除率在 22.9%~65.9%之间.重金属离子以共沉淀的方式形成无定形颗粒状物质,并在羟基、羧基、碳酸根、磷酸和硫酸基团的作用下吸附在菌体表面.

关键词：碳酸盐矿化菌；喀斯特地区土壤；重金属；生物矿化
中图分类号：X53 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)01-0029-12

Mineralization and adsorption mechanism of carbonate mineralizing bacteria on heavy metals in soil filtratein karst area.

YANG Qian[1], LI Xiao-yi[1], CAO Jun-yi[1], PAN Yun-feng[1], HE Cheng-zhong[2], TU Chun-lin[2], WU Long-hua[3], LIANG Xin-ran[1*], ZHAN Fang-dong[1*] (1.Key Laboratory for Improving Quality and Productivity of Arable Land of Yunnan Province, College of Resources and Environment, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China; 2.China Geological Survey Kunming General Survey of Natural Resources Center, Kunming 650111, China; 3.Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, China). *China Environmental Science*, 2026,46(1)：29~40

Abstract：A carbonate-mineralizing bacterial strain C7-1was isolated from karst soil and identified as *Serratia marcescens*. Through single factor test combined with characterization technology, the cadmium (Cd) removal efficiency and underlyingmechanism of *S. marcescens* were analyzed, along with its ability toremove Cd, lead (Pb), zinc (Zn), and copper (Cu) from soil. The results indicated that the urea concentration was the main factor controlling Cd^{2+} removal.The maximum Cd^{2+} removal rate reached 74%, which was primarily via extracellular precipitation (42%) followed by surface adsorption (27%). Cd^{2+} may bind to CO_3^{2-} to form $CdCO_3$ based on scanning electron microscope-energy dispersive spectroscopy (SEM-EDS), fourier transform infrared spectroscopy (FTIR) and X-ray diffraction (XRD). The removal efficiencies of strain C7-1for Cd^{2+}, Pb^{2+}, Zn^{2+} and Cu^{2+} achieved 22.9%~65.9% in soil filtrates. The heavy metal ions were found to form amorphous mineral precipitates through co-precipitation and were adsorbed onthe bacterial surfaces via functional groups, including hydroxyl, carboxyl, carbonate, phosphoric acid, and sulfuric acid groups.

Key words：carbonate mineralized strain；karst area soil；heavy metals；biomineralization

喀斯特地区具有典型的地质高背景属性,加之区域内丰富的矿产资源和频繁的矿冶活动,导致矿物中的重金属离子被重新活化进入土壤,加重了此类地区的重金属污染程度[1].重金属元素作为矿石中的伴生组分,常随着金属冶炼被释放出来,最终汇集到土壤中,呈现出多种重金属共存的复合性土壤污染[2-3].该地区土层薄,土壤的蓄水能力差,导致重金属离子会随径流迁移到其他土壤中,扩大受污染土壤的面积,直接制约了其“土宜”价值,严重限制了土地资源的可持续安全利用.因此,探索出适宜于喀斯特脆弱环境,并能有效减缓重金属迁移的修复技术,对保障区域生态安全和土地资源可持续利用具有重要作用.

在长期自然选择下,喀斯特地区重金属污染土壤中存在着一批有益的功能细菌,它们能通过分解

收稿日期：2025-06-15
基金项目：国家自然科学基金资助项目(42267002);云南省基础研究计划项目(202401AS070087);云南省吴龙华专家工作站(202305AF150042);云南省野外科学观测研究站项目(202505AM340006)
* 责任作者：湛方栋，教授，zfd97@ynau.edu.cn; 梁新然，副教授，lxr8900@qq.com

代谢、络合固定等生物驱动的方式将环境中的可溶性重金属转化为更稳定的形态,改变重金属元素的循环[4-6].这种因应激而产生的自我防御机制为修复重金属污染提供了新的策略.研究发现,碳酸盐矿化菌利用生物矿化能够将多种金属阳离子形成碳酸盐矿物[7],相较于物理/化学修复方法(如客土、固化/稳定化、淋洗等)[8-9],具有成本低、修复效率高、二次污染风险小并能改善土壤微生态环境等优点.

生物矿化普遍存在于自然界中,可在细胞内外发生[10].其中,碳酸盐矿化菌具有高效的脲酶生产能力,通过分泌脲酶将尿素水解产生的 CO_3^{2-}与金属阳离子形成碳酸盐矿物[11-13].在此过程中,具有相似离子半径的重金属离子(Cd^{2+}、Pb^{2+}、Zn^{2+}、Cu^{2+}等)会以取代或镶嵌的方式进入矿物晶格中[11,14].细菌本身及其分泌的胞外聚合物(EPS)也可作为成核位点,促进矿物颗粒成核生长,重复叠加在其表面,直到将细菌完全包裹,形成更大粒径的矿物沉淀[15-17].近年来,有学者发现,喀斯特重金属污染土壤中存在着一批耐性碳酸盐矿化菌,如伯克霍尔德氏菌(*Burkholderia* sp.)[18]、粘质沙雷菌(*Serratia marcescens*)[19]和蜡样芽孢杆菌(*Bacillus Cereus*)[20]等,其对重金属的耐受性成为了维持其正常生长和保持脲酶活性的基础.Han 等[21]筛选出一株液化沙雷氏菌(*Bacillus megaterium*)对土壤滤液 Cd^{2+}(1.28mg/kg)的去除率达到 60.6%.Ma 等[22]从 Cd 污染土壤中筛选出 4 株耐 Cd 碳酸盐矿化菌,施加到土壤中能使土壤中有效态 Cd 含量降低 5.52%~10.68%,且土壤脲酶活性与生物有效态 Cd 呈显著负相关.这些菌株在盆栽试验中展现出有效固定土壤 Cd 的潜力.

除了直接矿化作用,脲酶水解尿素产生的另一产物 NH_4^+能提高环境 pH 值,避免周围 H^+与重金属离子争夺吸附点位,有利于碳酸盐矿物的形成和稳定.除此之外,碳酸盐矿化菌对重金属的去除效果还容易受到环境因素的调控.例如,尿素浓度作为生物矿化的底物,浓度过低会限制反应速率,过高则会抑制细菌的生长进而抑制脲酶活性[23],而初始重金属浓度若超过细菌的耐受范围也会影响其对重金属离子的去除效果[24].因此,在评估碳酸盐矿化菌修复重金属污染时,其在不同的环境因素变化下的重金属固定效果是衡量菌株在实际应用中的重要指标.

目前针对碳酸盐矿化菌在喀斯特地区重金属污染土壤中重金属离子去除效果和作用机制研究较少.Cd 在喀斯特地区矿冶污染中具有生物毒性、迁移性和生物有效性,常被视为关键风险因子.因此,本研究从耐 Cd 碳酸盐矿化菌 C7-1 作为供试菌株,研究环境因子(温度、pH 值、尿素浓度、菌液投加量、培养时间和初始 Cd 浓度)对其 Cd 去除效果的影响,明确尿素浓度变化下碳酸盐矿化菌对 Cd 的去除机制,并进一步探究碳酸盐矿化菌对喀斯特地区土壤滤液中多种重金属离子(Cd^{2+}、Pb^{2+}、Zn^{2+}和 Cu^{2+})的同步去除效果与方式.

1 材料与方法

1.1 供试细菌、培养基与土壤滤液的制备

供试细菌为 1 株碳酸盐矿化菌,编号 C7-1,由课题组前期筛选自云南喀斯特地区重金属污染土壤,具有良好的 Cd 耐性(半数有效浓度值为 71mg/L).菌株 C7-1 在 4℃的冰箱中采用 LB 固体斜面培养基保存,每隔 2 个月转接一次[22].

本实验采用的培养基是 LB 液体培养基 (g/L):酵母粉,5;胰蛋白胨,10;NaCl,5[23].在液体培养基中加入 20g/L 琼脂制备成固体 LB 培养基,121℃灭菌 20min.尿素(30g/L)使用 0.45μm 过滤器过滤灭菌加入冷却后的 LB 培养基中.

表 1 供试土壤的基本理化性质

Table 1 Basic physicochemical properties of tested soil

土壤名称	pH 值	有机质(g/kg)	全氮(g/kg)	全磷(g/kg)	全钾(g/kg)	碱解氮(mg/kg)	速效磷(mg/kg)	速效钾(mg/kg)	总 Cd(mg/kg)
矿渣	4.56	8.52	0.44	2.77	22.52	14.65	1.17	45.88	19.53
污染土壤	5.63	19.67	0.48	1.68	29.34	16.36	4.25	78.68	10.50
农田土壤	5.84	28.28	1.59	1.65	21.04	110.44	7.48	110.79	3.32

本实验所用土壤滤液来自云南会泽某冶炼厂周围(26°30'52.567"N,103°35'7.278"E)矿渣、污染土壤和农田土壤,属于典型喀斯特地区土壤叠加人为矿冶活动区域,其土壤的基本理化性质结果

见表 1.挑除其中的植物残体、石块等杂物,土壤样品与纯水(pH 值为 6.9)按 1:1(质量比)的比例浸泡 12h 后,抽滤过 0.22μm 滤膜得到[21],土壤滤液中 Cd^{2+}、Pb^{2+}、Zn^{2+}和 Cu^{2+}浓度通过火焰原子吸收分光光度计测定,土壤滤液的理化性质和阴阳离子含量见表 2.

表 2　土壤滤液 pH 值及阴阳离子含量

Table 2　Physicochemical properties and anion/cation contents of soil filtrate

土壤滤液	Pb^{2+}(mg/L)	Zn^{2+}(mg/L)	Cd^{2+}(mg/L)	Cu^{2+}(mg/L)	Ca^{2+}(mg/L)	Mg^{2+}(mg/L)	Cl^-(mg/L)	SO_4^{2-}(mg/L)	pH 值	EC(mS/cm)
矿渣	11.47	13.96	2.10	6.04	2.35	0.53	12.08	7.38	4.57	2.31
污染土壤	10.86	9.15	1.46	3.62	4.57	1.26	8.13	2.80	5.06	1.74
农田土壤	7.87	3.98	0.10	1.74	6.22	1.46	9.21	20.50	5.76	1.63

1.2　Cd 去除率、脲酶活性和尿素浓度的测定

将细菌菌悬液按 2%(体积比,OD_{600}=0.4,每毫升约含有 7.6×10^7 个细胞)加入不同初始 Cd 浓度(1 和 5mg/L)的 LB 培养基中,每个处理设置 3 个重复,30℃和 160r/min 下培养 48h,以 4℃,8000r/min 离心 10min,使用火焰原子吸收分光光度计测定上清液中剩余 Cd 浓度.Cd 去除率计算公式如下[27]:

$$去除率(\%)=\frac{C_0-C_S}{C_0}\times100\% \quad (1)$$

式中:C_0 为溶液中的初始 Cd 浓度, mg/L;C_s 为细菌发酵液上清液中的 Cd 浓度, mg/L.

脲酶活性的测定:采用秦鹏等[28]的方法测定脲酶活性.具体来说,将细菌发酵液以 8000r/min,离心 10min,取上清液 0.1mL 加入到 25mL 纳氏试管中,加入 0.9mL 3%的尿素溶液,35℃水浴加热 7min 后加入 1mL 10%的三氯乙酸溶液终止反应.待试样冷却后加入 1mL 纳氏试剂并稀释至刻度,显色 20min 后,测定 OD_{415},根据标准曲线计算 NH_4^+浓度,以每分钟释放 1mmol 游离 NH_4^+来表示脲酶活性(U):

$$U=\frac{M}{0.1\times7}\times250 \quad (2)$$

式中: M 为试样的 NH_4^+的物质的量, mol/L.

尿素浓度测定:参考周佳等[29]采用对二甲氨基苯甲醛比色法测定溶液中的尿素浓度.具体来说,将培养后的细菌发酵液以 8000r/min,离心 10min,取 14mL 稀释 100 倍的上清液加入对二甲氨基苯甲醛 10mL,浓硫酸 0.4mL,在 30℃下显色 10min,测定 OD_{426},根据标准曲线计算溶液中的剩余尿素浓度.尿素消耗量(g/L)计算公式如下:

$$尿素消耗量(g/L)=初始尿素浓度(g/L)-体系剩余尿素浓度(g/L) \quad (3)$$

1.3　菌株鉴定

采用 Ezup 柱式细菌基因组 DNA 抽提试剂盒提取细菌 DNA,使用引物 27F (AGAGTTTGATCMTGGCTCAG)和 1492R (GGTTACCTTGTTACGACTT)进行细菌 DNA 扩增.将基因序列与国家生物技术信息中心(NVBI)数据库的 BLAST 分析鉴定,采用 MEGA5.1[30]的邻接法构建系统发育树,并通过 Boot-strap 进行置信度检测,自举次数为 1000,确定菌株种属在分类系统中的位置[31].

1.4　环境因子对碳酸盐矿化菌 Cd 去除率的影响

基于 LB 液体培养基,初始培养时间为 48h,温度为 30℃,菌悬液投加量为 2% (体积比,OD_{600}=0.4,每毫升约含有 7.6×10^7 个细胞),尿素浓度为 30g/L.通过单因素实验,考虑的环境因子如下:初始 Cd 浓度(mg/L):1、5;培养时间(h):0, 4, 8, 12, 24, 36, 48, 72, 96;温度(℃):20, 25, 30, 35;菌悬液投加量(%):1, 2, 4, 8;尿素浓度(g/L):0, 10, 20, 30, 40, 50.以 Cd 去除率为判定标准,对培养条件进行优化.

1.5　碳酸盐矿化菌对溶液 Cd 和土壤滤液中重金属离子的去除机制探究

1.5.1　细菌各部位重金属分布　测定表面吸附重金属的方法参考 Han 等[32],即将在最佳培养条件下培养 48h 的细菌发酵液,以 4℃,8000r/min 离心 10min 后收集上清液和细菌沉淀.采用火焰原子吸收分光光度计测定上清液中 Cd^{2+}含量.将细菌沉淀用 0.02mol/L ETDA-2Na 洗涤液洗涤 3 次,合并洗涤液,测定重金属含量,即为表面重金属吸附量.洗涤后的细菌沉淀中加入消化液(高氯酸:双氧水:浓硫酸= 3:3:1)15mL,高温消解测定重金属离子含量,计算胞内重金属离子累积量.为防止三角瓶内壁可能存在重金属离子吸附现象,用硝酸冲洗三角瓶内壁 3 次,收集洗涤液,测定重

金属离子含量,计算三角瓶内壁重金属离子吸附量.胞外重金属离子沉淀量计算如下:

胞外重金属沉淀量 = $A-B-C-D-E$ (4)

式中:A 为初始重金属离子含量,mg/L;B 为三角瓶内壁重金属离子吸附量,mg/L;C 为表面重金属离子吸附量,mg/L;D 为胞内重金属离子累积量,mg/L;E 为上清液重金属离子含量,mg/L.

1.5.2 表征分析 在优化后的Cd去除培养条件下培养48h后,将细菌发酵液通过8000r/min离心10min后收集细菌沉淀.采用扫描电子显微镜和能量色散光谱仪(SEM-EDS,日本Hitachi SU3800喷金日立MC1000)对细菌表面形貌进行扫描并确定表面沉淀物元素.采用傅里叶红外光谱(FTIR, 美国Thermo Scientific iN10)在 4000~400cm^{-1} 光谱内检测,以分析菌体表面参与重金属去除的官能团.采用 X 射线衍射(XRD,日本Rigaku Ultima IV)鉴定物质晶体结构.XRD 光谱通过5°~90°扫描获得,扫描速度为1°/min.

1.6 数据分析

用 Origin2021 软件进行数据分析和绘图,采用 Excel 2021 进行数据整理和处理,采用 IBM SPSS Statistics 27 计算不同处理间的显著性差异,相关性分析采用 LSD、Duncan 模型进行组间的多重比较,采用 MEGA5.1 构建系统发育树.

2 结果与分析

2.1 菌株鉴定

将 16S rDNA 基因序列与 NCBI 数据库 BLAST 比对的结果,采用邻接法对菌株 C7-1 及其相近的其他模式菌构建系统发育树(图 1),分析其进化地位.结果表明,菌株 C7-1 与 *Serratia marcescens* strain 在同一分支上,相似性为 100%,亲缘关系相近,推断其极有可能为粘质沙雷氏菌(*Serratia marcescens*).目前,该菌株保存在中国农业微生物菌种保藏中心(ACCC),编号 ACCC63314.

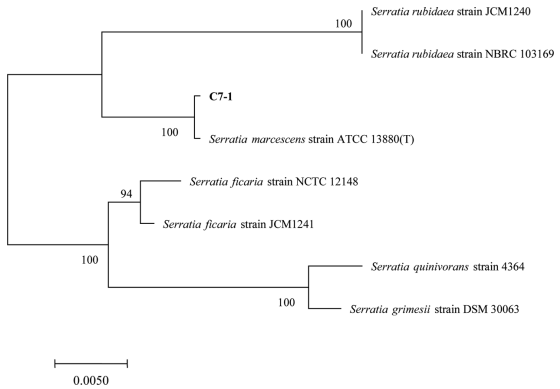


图 1 菌株 C7-1 的系统发育树

Fig.1 Phylogenetic tree of strain C7-1

2.2 环境因子对碳酸盐矿化菌去除溶液 Cd 的影响

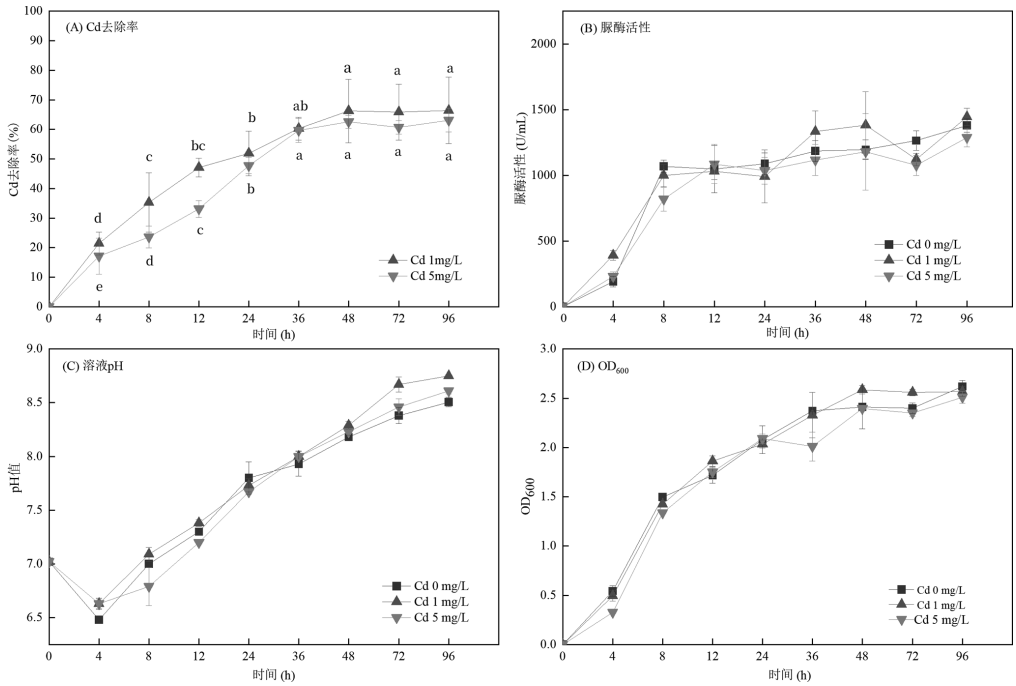


图 2 初始 Cd 浓度和培养时间对菌株 C7-1 的影响

Fig.2 Effectsof initial Cd concentration and incubation time bystrain C7-1

不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05)

2.2.1　初始 Cd 浓度和时间　随着初始 Cd 浓度的升高,细菌对 Cd 的去除率呈现降低趋势,1mg/L Cd 浓度下碳酸盐矿化菌的 Cd 去除率略高于 5mg/L Cd 浓度,培养 36h 后 Cd 去除率差异不显著(P>0.05),在初始 Cd 浓度为 1mg/L,培养 48h 时 Cd 去除率最高,为 66%(图 2A).培养时间达到 48h 后,溶液 pH 值均高于 8.3(图 2C),细菌 OD_{600} 趋于稳定,培养体系中细菌浓度趋于饱和(图 2D).此时,在初始 Cd 浓度为 1mg/L 时的脲酶活性最高,为 1381U/mL(图 2B).因此,选取培养时间为 48h、初始 Cd 浓度为 1mg/L 作为后续的培养条件.

2.2.2　菌液投加量、尿素、温度和 pH 值菌种　C7−1 菌液投加量为 4%时的 Cd^{2+}去除率显著高于其他处理(P<0.05),为 69%(图 3A).尿素浓度为 20 和 30g/L 时 Cd 去除率显著高于其它尿素浓度处理,当尿素浓度为 30g/L 时 Cd 去除率最高,为 72%(图 3B).温度为 25℃和 30℃时的 Cd 去除率显著高于 20℃处理(P<0.05),温度为 30℃时 Cd 去除率最高,为 72%(图 3C).菌株 C7−1 在 pH 值 5~9 时 Cd 去除率显著高于 pH 值 4(P<0.05),其中 pH 值 7 时的 Cd 去除率最高,达 71%.随着 pH 值进一步升高,Cd 去除率呈现下降趋势(图 3D).综上,后续实验中菌株 C7−1 的菌悬液投加量为 4%,尿素浓度为 30g/L,培养温度为 30℃,pH 值为 7.

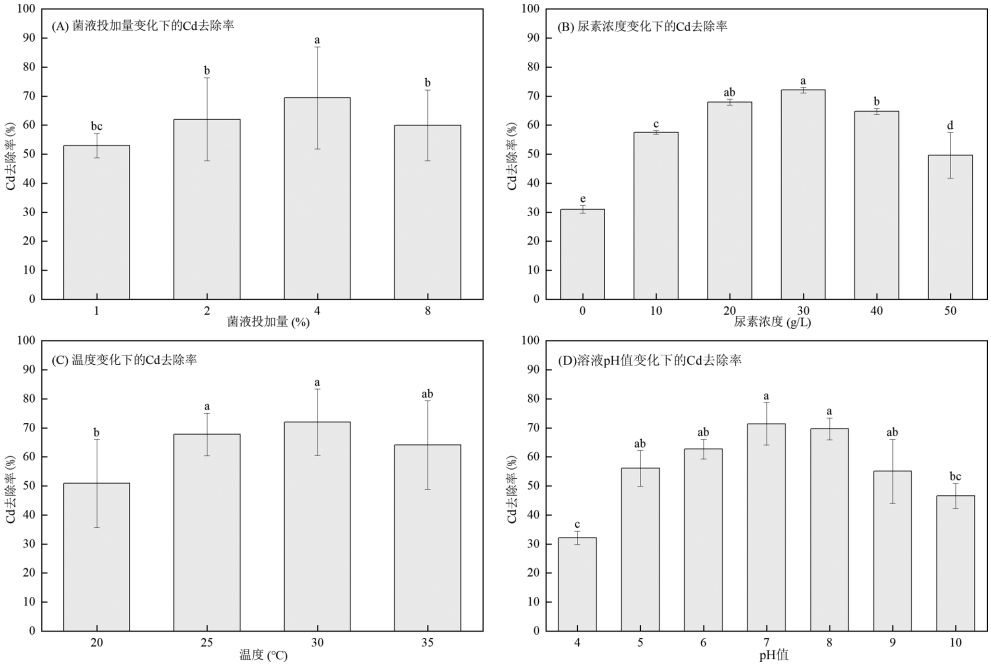


图 3　不同环境因素对菌株 C7−1 的 Cd 去除率的影响

Fig.3　Effectsof environmental factors on Cdremoval efficiency of strain C7−1

表 3　最适 Cd 去除条件下细菌的生长,脲酶活性和产碱情况

Table 3　Bacterial growth, urease activity and alkali production under optimal Cd removal conditions

项目	指标	结果
条件	初始 Cd 浓度(mg/L)	1
	时间(h)	48
	菌液投加量(%)	4
	尿素浓度(g/L)	30
	温度(℃)	30
	pH 值	7
C7−1	Cd 去除率(%)	74.43±1.21
	OD_{600}	2.78±0.10
	脲酶活性(U/mL)	1401.71±76.86
	Δ pH 值	1.61±0.03

通过单因素实验,得到菌株 C7−1 的 Cd 去除最适培养基条件如表 3.在此培养条件下,菌株 C7−1 的 Cd 去除率为 74%,OD_{600} 为 2.78,脲酶活性为 1401U/mL,pH 值较初始溶液提高了 1.61.

2.3　尿素作用下的生物矿化过程

2.3.1　不同尿素浓度下细菌各部位 Cd 分布和尿素消耗量　在 30g/L 尿素浓度下,胞外沉淀的 Cd^{2+}显著高于其他处理(P<0.05),为 42%.20 和 30g/L 尿素浓度下细菌表面吸附的 Cd^{2+}差异不显著(P>0.05),尿素浓度为 30g/L 时吸附 Cd^{2+}最多,达到 27%.胞内累积(的 Cd^{2+}最少,且各处理间差异不显著(P>0.05).尿素浓度

为 0g/L 时,胞外沉淀和表面吸附的 Cd^{2+}显著低于其他处理(P<0.05),分别为17%和14%(图4A).菌株C7−1在尿素浓度为30~50g/L范围内尿素消耗量显著高于尿素浓度为10和20g/L的尿素消耗量(图4B).

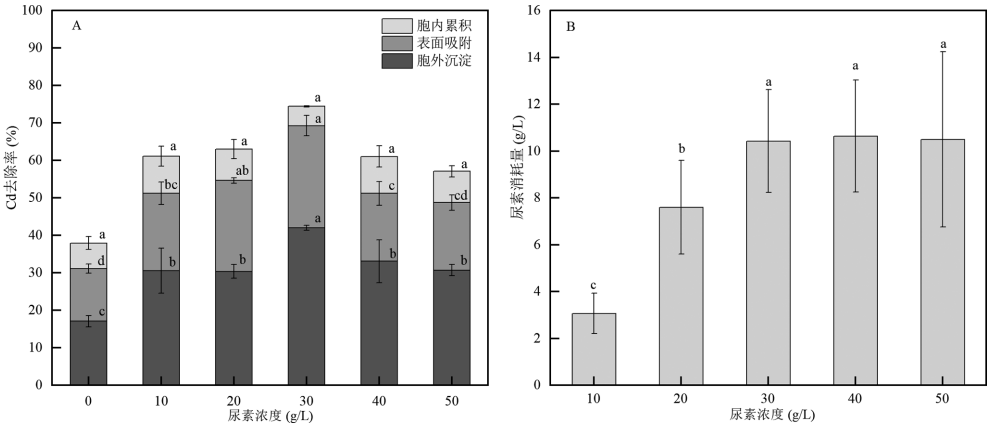


图 4 不同尿素浓度对细菌不同部位的 Cd 去除率(A)和尿素消耗量(B)的影响

Fig.4 Effects of urea concentration on Cdremoval rates in different cellular compartments(A) and urea consumption(B)

不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05)

2.3.2 SEM−EDS 分析 结果显示,细菌形态饱满,呈短杆状 无 Cd 胁迫时,细菌间分布较为稀疏(图5A).1mg/LCd 胁迫下,细菌发生团聚,出现明显丝状胞外聚合物(EPS),并在菌体上出现附着的颗粒状物质(图 5B−C).EDS 结果表明,表面沉淀物的主要成分为碳(C)、氮(N)、氧(O)、Cd,说明菌体表面的颗粒物中含Cd元素,可能形成了碳酸镉沉淀,以此降低溶液中游离 Cd^{2+}的含量(图 5D).

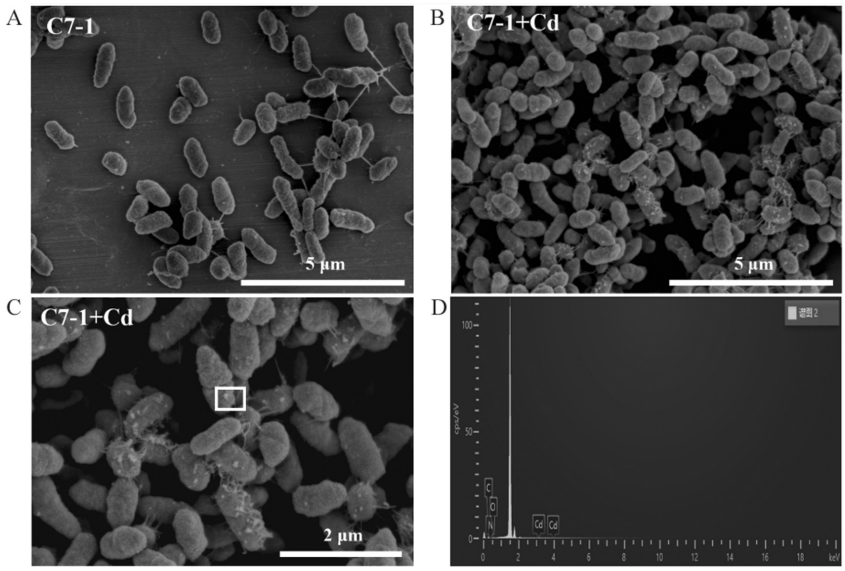


图 5 Cd 胁迫前(A)和胁迫后(B−D)SEM−EDS 图像

Fig.5 SEM and EDS images before(A) and after Cd treatment(B−D)

2.3.3 FTIR 和 XRD 分析 FTIR 分析表明,与原始样品相比,1mg/LCd 胁迫下的菌株 C7−1 表面,代表 −OH 的特征峰由 1069cm^{-1} 转移至 1058cm^{-1},代表 C−N 的特征峰由 1073cm^{-1} 转移至 1060cm^{-1},代表 CO_3^{2-}的特征峰由 1384cm^{-1} 转移至 1401cm^{-1}.代表硫酸基团的特征峰(532cm^{-1})在 Cd 胁迫后出现(图6A)[33-36].由此表明,上述官能基团与 Cd^{2+}发生了相互作用.

XRD分析结果发现,菌株C7−1表面生成的主要产物为菱镉矿.通过主要衍射峰与标准 PDF 卡片对比发现,主要存在形式是 $CdCO_3$ 衍射峰(PDF 标准卡片号 98−000−0341)(图 6B).

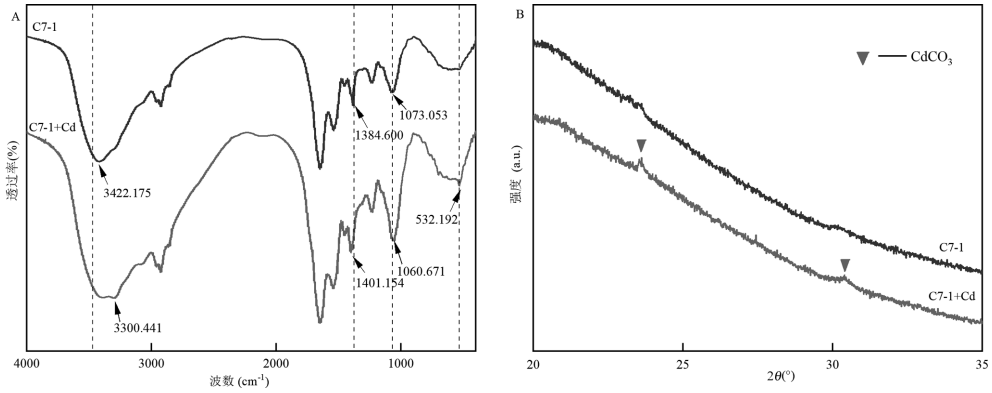


图 6　菌体受 Cd 胁迫前后 FTIR(A)和 XRD(B)图像

Fig.6　FTIR spectra (A) and XRD patterns (B) of bacterial cells before and after Cd exposure

2.4　碳酸盐矿化菌对土壤滤液中 Cd^{2+}、Pb^{2+}、Zn^{2+}和 Cu^{2+}的去除率

4 种重金属离子中,矿渣滤液(Cd^{2+}浓度 2.1mg/L)、污染土壤滤液(Cd^{2+}浓度 1.5mg/L)及农田土壤滤液(Cd^{2+}浓度 0.1mg/L)中菌株对 Cd^{2+}去除率最高,分别达到 63.6%、65.9%和 53.3%.矿渣滤液 Pb^{2+}(浓度 11.47mg/L)、污染土壤滤液 Pb^{2+}(浓度 10.86mg/L)和农田环境中 Cu^{2+}(浓度 1.74mg/L)的去除率最低,分别为 33.4%、48%和 21.9%.综上,菌株 C7−1 具有多金属的同步去除能力(图 7).

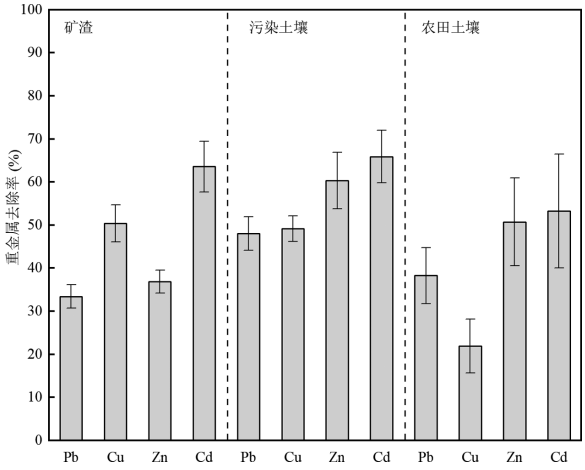


图 7　菌株 C7−1 对重金属的去除效果

Fig.7　Heavy metal removal efficiency of strain C7−1

2.5　碳酸盐矿化菌对土壤滤液中 Cd^{2+}、Pb^{2+}、Zn^{2+}和 Cu^{2+}的去除方式

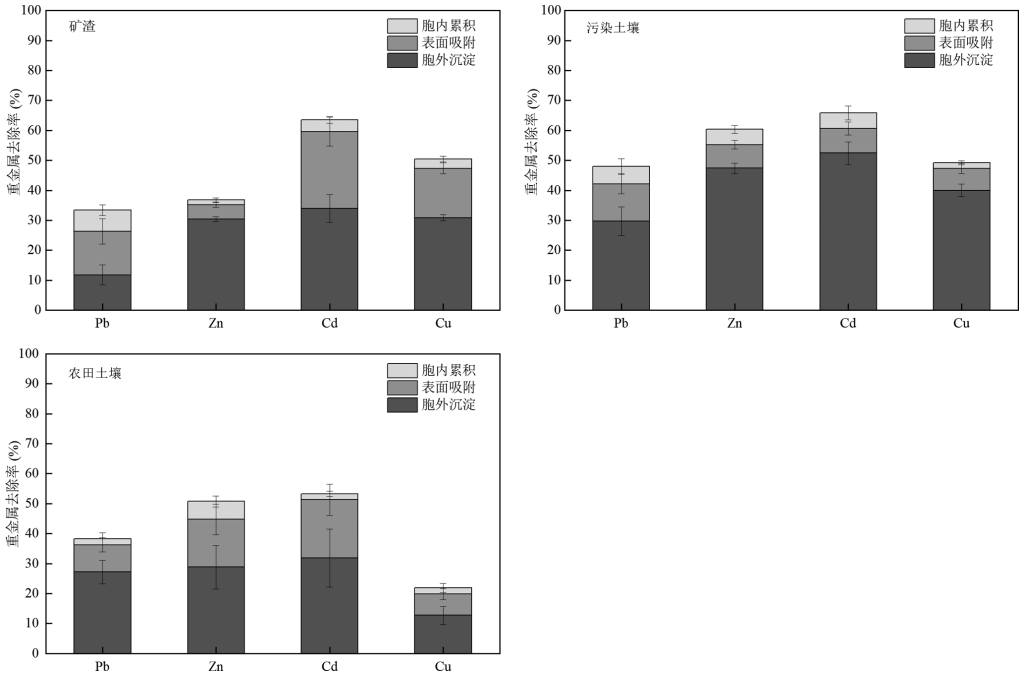


图 8　细菌各部位重金属分布

Fig.8　Distribution of heavy metals in different cellular fractions

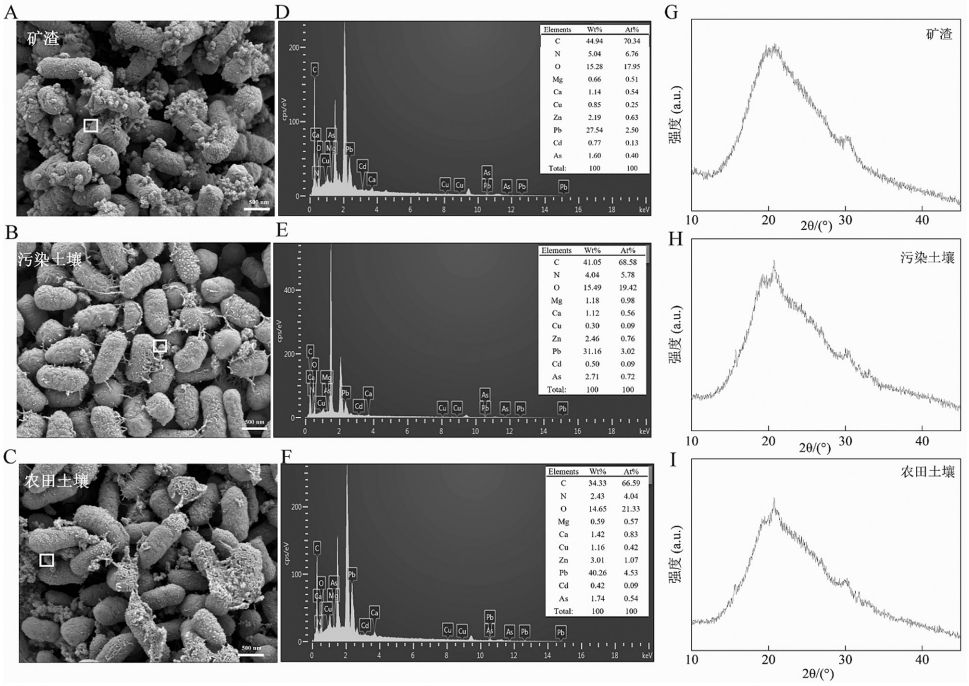


图 9 菌体受 Cd 胁迫后 SEM−EDS(A−F)和 XRD 图像(G−I)

Fig.9 Combined SEM−EDS(A−F) and XRD(G−I) analyses of Cd−stressed bacterial cells

2.5.1 细菌各部位重金属分布 多种重金属胁迫下,菌株 C7−1 主要通过胞外沉淀和表面吸附去除重金属离子,但胞外沉淀对重金属离子的去除贡献更大.矿渣滤液和污染土壤滤液处理下,胞外沉淀的 Zn 占总去除量比例最大,分别占总 Zn 去除量的 85%和 82%,表面吸附的 Pb 占总去除量比例最大,为 33%和 44%.农田土壤滤液处理下,胞外沉淀的 Pb 占总去除量比例最大,为 71%,表面吸附的Cd占总去除量比例最大,为36%(图8).

2.5.2 SEM−EDS 和 XRD 分析 SEM 结果可知,细菌表面被网状 EPS 和颗粒沉淀物包围.EDS 结果发现,表面吸附的沉淀物中检测到多种重金属信号,其中以 Pb 和 Zn 的比例最大.因此可以初步证明碳酸盐矿化菌表面的颗粒物质由多种重金属以共沉淀的方式形成(图 9A-F).XRD 结果发现,细菌表面可能含有碳酸盐、硫酸盐、磷酸盐等多种不同矿物质,这些物质可能的来源有:1)土壤母质中存在的矿物,在生物驱动下吸附到细菌表面;2)碳酸盐矿化菌通过生物矿化形成的矿物质;3)细菌代谢引起环境 pH 值变化生成的矿物(图 9G-I).因此,推测细菌表面吸附的物质可能是由多种重金属离子形成的无定形矿物沉淀.

2.5.3 FTIR 分析 FTIR 结果发现,土壤滤液处理后,细菌表面位于 533~544cm^{-1} 以及 1066~1073cm^{-1} 范围内的峰对应磷酸或硫酸基团,位于 1384~1453cm^{-1} 范围内的峰对应 CO_3^{2-}的不对称伸缩振动[37-38].与此同时,对应氨基(3400 和 1550cm^{-1})、羧基(1655 和 1383cm^{-1})和羟基(1073cm^{-1})的特征峰也发生了偏移(图 10).这些结果进一步证实了这些官能团可能参与碳酸盐、硫酸盐、磷酸盐等多种不同矿物质的形成和吸附过程.

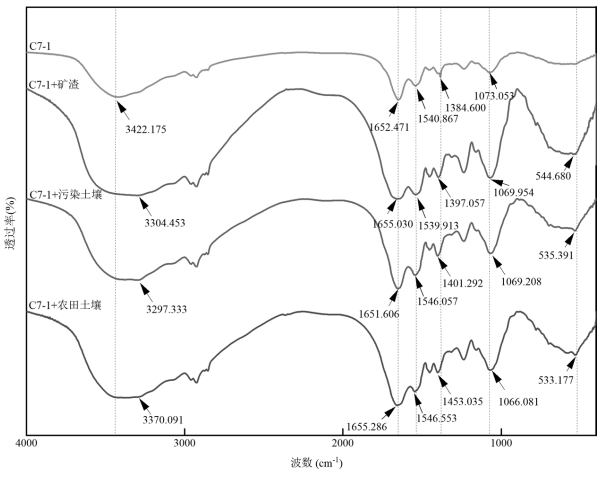


图 10 土壤滤液处理后细菌 C7−1 的 FTIR 图像

Fig.10 FTIR spectral profiles of strain C7−1 treated with soil filtrate

3 讨论

3.1 不同环境因素下碳酸盐矿化菌的 Cd 去除效果

探讨了初始 Cd 浓度、培养时间、温度、pH 值和尿素浓度变化对 Cd^{2+}去除效果,发现尿素浓度是影响 Cd^{2+}去除率的主要因素,pH 值次之.在无尿素处理下,菌株 C7−1 的 Cd 去除率最低,仅为 31%;尿素浓度 30g/L 时,Cd 去除率最高,达到 72%,差值为 41%.尿素浓度过低会导致产生的 CO_3^{2-}浓度低,不利于沉淀形成,更难形成稳定的结晶;过高尿素浓度会导致 EPS 结构崩解,通过断开酰胺和羰基之间的氢键破坏了 EPS 的稳定性,导致对 Cd^{2+}的去除率下降[39-40].菌株 C7−1 在 48h 内可使溶液 pH 值提高 1.6.pH 值适度升高能提高脲酶活性,促进尿素的水解,加快 HCO_3^-向 CO_3^{2-}转化,更容易与重金属离子结合,形成含 Cd 的矿物沉淀.当 pH 值<7 时,H^+会与重金属离子竞争吸附点位而使重金属的吸附效果大大降低,同时在静电斥力作用下将不耐酸的矿化产物中重金属离子重新活化,阻碍重金属离子的吸附[41].在化肥滥施等不科学的种植模式下,碳酸盐矿化菌利用尿素可以同步修复喀斯特地区土壤重金属污染和氮流失问题,缓解局部土壤酸化,降低土壤 Cd^{2+}被活化的可能.

3.2　尿素作用下碳酸盐矿化菌对Cd的去除机制研究

碳酸盐矿化菌分泌脲酶水解尿素的生物矿化过程已被证实是其特有的降低 Cd^{2+}浓度的有效途径[42-44].因此提出尿素浓度变化可能影响碳酸盐矿化菌的 Cd 去除机制.有趣的是,菌株 C7−1 在尿素浓度为 10g/L 时的尿素消耗量较低,但仍表现出较好的 Cd 去除能力,推测可能源自其利用的 CO_3^{2-}不仅依靠尿素分解,它还能充分利用培养基和空气中的碳源,共同促进胞外沉淀过程.该推测在尿素浓度为 0g/L 时可以证明,无尿素添加的情况下菌株 C7−1 也可降低溶液中 Cd^{2+}的浓度.先前已有研究报道称,外界胁迫会促进细菌分泌 EPS,EPS 上丰富的官能团能作为成核位点,通过络合、离子交换等反应将游离的重金属离子吸附在其表面,以减少重金属对细胞的毒害作用[45-47].与此同时,重金属沉淀物也会被包覆在 EPS 中[48-50].Sharma 等[51]通过 SEM 观察到细菌周围 EPS 的存在,与本研究结果相同.实验中,细菌 C7−1 表面吸附的颗粒物质中含有 Cd、C 和 O 元素,结合 FTIR 和 XRD 分析进一步发现了归属于 CO_3^{2-}的特征峰发生振动.因此,这种沉淀物极有可能是 CO_3^{2-}与 Cd^{2+}结合形成的 $CdCO_3$.但由于 Cd 浓度较低,生成的颗粒物粒径小,被 EPS 包裹在内部,Cd 的含量远低于 C、N、O[52].C7−1 菌体内部存在 Cd^{2+},C7−1 胞内摄取的 Cd^{2+}为 5%~10%.Cd^{2+}会通过金属蛋白通道进入细胞,被细胞中的囊泡捕获后经过转化、螯合过程,将 Cd^{2+}转化成无毒的形态并固定在体内的特定区域中[53].为进一步提升生物矿化机制解析的空间分辨精度,未来研究可整合原位微区技术,直观追踪 Cd 在胞外沉淀微区、EPS 层及胞内特定区域的分布与形态,从而更精细地量化各微区贡献.

3.3　碳酸盐矿化菌对喀斯特地区土壤滤液中多种重金属的去除方式研究

菌株 C7−1 能同时降低土壤滤液中多种重金属离子的浓度.矿渣滤液、污染土壤滤液及农田土壤滤液中 Cd^{2+}去除率为 53.3%~65.9%,Pb^{2+}去除率为 33.4%~48.0%,Cu 去除率为 21.9%~50.3%,Zn^{2+}去除率为 36.8%~60.0%.由于细菌表面的结合位点有限,环境中重金属离子浓度的增加,会导致细菌表面吸附能力下降.细菌表面官能团对重金属的吸附没有专一性,具有高亲和力的重金属离子会先被吸附到细菌表面,同时产生吸附竞争.Prak 等[54]设置了相同 Pb、Cd 和 Zn 浓度的混合溶液,通过生物吸附实验发现 *Exiguobacterium* sp.的细胞壁生物吸附量为:Pb>Cd>Zn.而 Priyadarshanee 等[55]也证明了重金属与生物吸附的亲和力为:Pb>Cd>Zn.本研究发现,土壤滤液处理下,细菌表面对重金属离子吸附的贡献度降低,胞外沉淀成为去除重金属离子的主要途径.与单一 Cd 处理相比,表面官能团在相同特征峰位置出现位移.这说明,细菌表面官能团对大多数重金属都有吸附的能力,进一步证实了多种重金属共存下的表面吸附存在竞争[56-57].在复杂的土壤滤液中,不同元素之间的相互影响,加之碳酸盐矿化菌代谢引起溶液 pH 值的动态变化,导致溶液中的阴阳离子不断交换,使得菌体表面吸附的颗粒物质没有确定的晶型[58].

细菌在重金属的刺激下能提高 EPS 的分泌.EPS 将菌体包覆在其中,以隔绝重金属的生物毒性给细菌带来的不利影响[59-60].Krishnamurthy 等[61]通过对 *Bacillus cereus*KMS3−1 在浓度为 50mg/L 的 Cd 胁迫下培养,发现 EPS 的产量由胁迫前的 1099μg/mL 提高至 1185.5μg/mL.EPS 分布的面积越

大,暴露在环境中的成核位点就越多,越容易捕获重金属离子.本实验通过 SEM 观察到菌体表面被分泌的 EPS 覆盖,呈丝网状的 EPS 将菌体表面的颗粒物质包覆其中.

本研究的 C7-1 菌株在修复重金属污染方面表现出了显著潜力,且有研究报道粘质沙雷氏菌能与植物协同开展重金属修复[62-64].但粘质沙雷氏菌在医学上常被视为条件致病菌的菌株[65-66],但微生物的致病性具有高度的菌株特异性和宿主依赖性.为确保环境应用的安全,未来应在于环境修复时,优先考虑在非人群密集、非饮用水源的工业污染场地中进行小规模试验,或采用材料负载等手段,防止其在环境中扩散,以规避其可能带来的潜在生态风险.

4 结论

4.1 粘质沙雷氏菌(*Serratia marcescens*)C7-1 在 Cd^{2+}浓度为 1mg/L,pH 值 7,尿素浓度为 30g/L 的液体培养基中接种 4%的菌悬液,30℃培养 48h 后的 Cd 去除效果最佳,为 74%.

4.2 胞外沉淀和表面吸附是菌株 C7-1 去除 Cd^{2+}的主要途径.碳酸盐矿化菌通过分泌脲酶诱导 Cd^{2+}形成 $CdCO_3$ 是其去除 Cd^{2+}的主要途径之一.菌株 C7-1 能驱动多种重金属共沉淀形成无定形矿物沉淀,具有修复喀斯特地区重金属污染土壤的潜力.

参考文献:

[1] Jiang Y, Hu B, Shi H, et al. Pollution and risk assessment of potentially toxic elements in soils from industrial and mining sites across China [J]. Journal of Environmental Management, 2023,336:117672.

[2] Liu H, Qu M, Chen J, et al. Heavy metal accumulation in the surrounding areas affected by mining in China: Spatial distribution patterns, risk assessment, and influencing factors [J]. Science of the Total Environment, 2022,825:154004.

[3] Luo X, Wu C, Lin Y, et al. Soil heavy metal pollution from Pb/Zn smelting regions in China and the remediation potential of biomineralization [J]. Journal of Environmental Sciences, 2023,125: 662-677.

[4] Sokol N W, Slessarev E, Marschmann G L, et al. Life and death in the soil microbiome: How ecological processes influence biogeochemistry [J]. Nature Reviews Microbiology, 2022,20(7):415-430.

[5] 喻涌泉,黄魏巍,董建江,等.硝基还原假单胞菌吸附重金属镉的机理研究 [J]. 中国环境科学, 2017,37(6):2232-2238.
Yu Y Q, Huang W W, Dong J J, et al. Study on the removal of Cd(II) by *Pseudomonas nitroreducens*: Biosorption characteristics and mechanism [J]. China Environmental Science, 2017,37(6):2232-2238.

[6] Cui M J, Lai H J, Wu S F, et al. Comparison of soil improvement methods using crude soybean enzyme, bacterial enzyme or bacteria-induced carbonate precipitation [J]. Geotechnique, 2022, 74(1):18-26.

[7] Chen Z, Pan X, Chen H, et al. Biomineralization of Pb (II) into Pb-hydroxyapatite induced by *Bacillus cereus* 12-2isolated from Lead-Zinc mine tailings [J]. Journal of Hazardous Materials, 2016, 301:531-537.

[8] 蔡宇澄,汪欢欢.我国农田重金属污染及其修复对策 [J]. 现代农业科技, 2020,(6):172-173.
Cai Y C, Wang H H. Heavy metal pollution of farmland and it's remediation countermeasures in China [J]. Modern agricultural technology, 2020,(6):172-173.

[9] 冯 静,张增强,李 念,等.铅锌厂重金属污染土壤的螯合剂淋洗修复及其应用 [J]. 环境工程学报, 2015,9(11):5617-5625.
Feng J, Zhang Z Q, Li N, et al. Washing of heavy metal contaminated soil around a lead-zinc smelter by several chelating agents and the leached soil utilization [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2015,9(11):5617-5625.

[10] Niedermeier M, Gierlinger N, Lütz-Meindl U. Biomineralization of strontium and barium contributes to detoxification in the freshwater alga Micrasterias [J]. Journal of Plant Physiology, 2018,230:80-91.

[11] Khadim H J, Ammar S H, Ebrahim S E. Biomineralization based remediation of cadmium and nickel contaminated wastewater by ureolytic bacteria isolated from barn horses soil [J]. Environmental Technology &Innovation, 2019,14:100315.

[12] Liu P, Zhang Y, Tang Q, et al. Bioremediation of metal-contaminated soils by microbially-induced carbonate precipitation and its effects on ecotoxicity and long-term stability [J]. Biochemical Engineering Journal, 2021,166:107856.

[13] Aytekin B, Mardani A, YazıcıŞ. State-of-art review of bacteria-based self-healing concrete: Biomineralization process, crack healing, and mechanical properties [J]. Construction and Building Materials, 2023, 378:131198.

[14] Bhattacharya A, Naik S N, Khare S K. Harnessing the bio-mineralization ability of urease producing *Serratia marcescens* and *Enterobacter cloacae* EMB19 for remediation of heavy metal cadmium (II) [J]. Journal of Environmental Management, 2018,215: 143.

[15] Yi H, Zheng T, Jia Z, et al. Study on the influencing factors and mechanism of calcium carbonate precipitation induced by urease bacteria [J]. Journal of Crystal Growth, 2021,564:126113.

[16] Rajasekar A, Wilkinson S, Moy C K S. MICP as a potential sustainable technique to treat or entrap contaminants in the natural environment: A review [J]. Environmental Science and Ecotechnology, 2021,6:100096.

[17] Qin W, Wang C, Ma Y, et al. Microbe-mediated extracellular and intracellular mineralization: environmental, industrial, and biotechnological applications [J]. Advanced Materials, 2020,32(22): 1907833.

[18] Zeng G, Qiao S, Wang X, et al. Immobilization of cadmium by *Burkholderia* sp. QY14through modified microbially induced phosphate precipitation [J]. Journal of Hazardous Materials, 2021,

412:125156.

[19] Bhattacharya A, Naik S, Khare S. Harnessing the bio-mineralization ability of urease producing *Serratia marcescens* and *Enterobacter cloacae* EMB19for remediation of heavy metal cadmium (II) [J]. Journal of Environmental Management, 2018,215:143-152.

[20] El-Meihy R M, Abou-Aly H E, Tewfike T A, et al. Characterization and identification of cadmium-tolerant bacteria isolated from contaminated regions in Egypt [J]. Biocatalysis and Agricultural Biotechnology, 2019,21:101299.

[21] Han H, Cai H, Wang X, et al. Heavy metal-immobilizing bacteria increase the biomass and reduce the Cd and Pb uptake by pakchoi (*Brassica chinensis* L.) in heavy metal-contaminated soil [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020,195:110375.

[22] Ma B, Song W, Zhang X, et al. Potential application of novel cadmium-tolerant bacteria in bioremediation of Cd-contaminated soil [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2023,255:114766.

[23] Yi H, Zheng T, Jia Z, et al. Study on the influencing factors and mechanism of calcium carbonate precipitation induced by urease bacteria [J]. Journal of Crystal Growth, 2021,564:126113.

[24] Biswas S, Philip I, Jayaram S, et al. Endophytic bacteria *Klebsiella* spp. and *Bacillus* spp. from *Alternanthera philoxeroides* in Madiwala Lake exhibit additive plant growth-promoting and biocontrol activities [J]. Journal of Genetic Engineering and Biotechnology, 2023,21(1):153.

[25] 谈高维,韦布春,崔永亮,等.镉钝化细菌对水稻幼苗镉吸收的影响 [J]. 应用与环境生物学报, 2019,25(3):524-531.
Tan G W, Wei B C, Cui Y L, et al. Effects of cadmium passivation bacteria on the growth and cadmium adsorption of rice seedlings [J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2019,25(3): 524-531

[26] Zhu G, Xie L, Tan W, et al. Cd^{2+} tolerance and removal mechanisms of *Serratia marcescens* KMR-3 [J] Journal of Biotechnology, 2022,359: 65-74.

[27] 赵　越,姚　俊,王天齐,等.碳酸盐矿化菌的筛选与其吸附和矿化Cd^{2+}的特性 [J]. 中国环境科学, 2016,36(12):3800-3806.
Zhao Y, Yao J, Wang T Q, et al. Screening of carbonate-biomineralization microbe and its cadmium removal characteristics based on adsorption and biomineralization [J]. China Environmental Science, 2016,36(12):3800-3806.

[28] 秦　鹏,郑文杰,薛中飞,等.微生物介导碳酸盐/磷酸盐沉淀技术修复铅(Pb)污染地下水和黄土的影响机理研究 [J]. 土木工程学报, 2025,58(1):101-110,125.
Qin P, Zheng W J, Xue Z F, et al. Immobilization of lead contaminated groundwater and loess soil using microbial-induced carbonate precipitation or phosphate precipitation and exploration of its influencing mechanism [J]. China Civil Engineering Journal, 2025,58 (1):101-110,125.

[29] 周　佳,孙　勇,唐传球,等.对二甲氨基苯甲醛比色法测定溶液中的尿素 [J]. 化学与生物工程, 2014,31(2):75-78.
Zhou J, Sun Y, Tang C Q, et al. Determination of urea in solution by colorimetry method of para-dimethyl-amino-benzaldehyde [J]. Chemistry and Bioengineering, 2014,31(2):75-78.

[30] Tamura K, Dudley J, Nei M, et al. MEGA4: molecular evolutionary genetics analysis (MEGA) software version 4.0 [J]. Molecular Biology and Evolution, 2007,24:1596-1599.

[31] Saitou N,Nei M. The neighbor-joining method: a new method for reconstructing phylogenetic trees [J]. Molecular Biology & Evolution, 1987,4(4):406.

[32] Han H, Wang Q, He L Y, et al. Increased biomass and reduced rapeseed Cd accumulation of oilseed rape in the presence of Cd-immobilizing and polyamine-producing bacteria [J]. Journal of Hazardous Materials, 2018,353(5):280-289.

[33] Xu S Z, Xing Y H, Liu S, et al. Characterization of Cd^{2+} biosorption by *Pseudomonas* sp. strain 375, a novel biosorbent isolated from soil polluted with heavy metals in southern China [J]. Chemosphere, 2020, 240:124893.

[34] Zeng Y, Chen Z, Liu Q, et al. Mechanism of microbiologically induced calcite precipitation for cadmium mineralization [J]. Science of the Total Environment, 2022,852:158465.

[35] Rusinova-Videva S, Nachkova S, Adamov A, et al. Antarctic yeast *Cryptococcus laurentii* (AL65): biomass and exopolysaccharide production and biosorption of metals [J]. Journal of Chemical Technology & Biotechnology, 2020,95(5):1372-1379.

[36] 石阳阳,徐　敏,万　勤,等.一株代尔福特菌的分离及其对Cd吸附机制研究 [J]. 农业环境科学学报, 2022,41(11):2497-2505.
Shi Y Y, Xu M, Wan Q, et al. Isolation and Cd adsorption mechanisms of *Delftia* sp. M6strain [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2022,41(11):2497-2505.

[37] Khayati G R, Dalvand H, Darezereshki E, et al. A facile method to synthesis of CdO nanoparticles from spent Ni–Cd batteries [J]. Materials Letters, 2014,115(15):272-274.

[38] Gutiérrez P R, Portillo M O, Chávez P M, et al. Synthesis of $CdCO_3$ in situ-doped-Pb^{2+} grown by chemical bath [J].Materials Letters, 2015,160:488-490.

[39] Sanawar H, Kim L, Farhat N, et al. Periodic chemical cleaning with urea: disintegration of biofilms and reduction of key biofilm-forming bacteria from reverse osmosis membranes [J]. Water Research X, 2021,13:100117.

[40] Sanawar H, Pinel I, Farhat N, et al. Enhanced biofilm solubilization by urea in reverse osmosis membrane systems [J]. Water Research X, 2018,1:100004.

[41] Zheng Y, Xiao C, Chi R. Remediation of soil cadmium pollution by biomineralization using microbial-induced precipitation: a review [J]. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 2021,37:1-15.

[42] Li M, Cheng X, Guo H. Heavy metal removal by biomineralization of urease producing bacteria isolated from soil [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2013,76:81-85.

[43] Qiao S, Zeng G, Wang X, et al. Multiple heavy metals immobilization based on microbially induced carbonate precipitation by ureolytic bacteria and the precipitation patterns exploration [J]. Chemosphere, 2021,274:129661.

[44] Castro-Alonso M J, Montanez-Hernandez L E, Alejandra Sanchez Munoz M A, et al. Microbially induced calcium carbonate precipitation (MICP) and its potential in bioconcrete: microbiological and molecular concepts [J]. Frontiers in Materials, 2019,6:126.

[45] Vijayaraghavan K, Yun Y S. Bacterial biosorbents and biosorption [J]. Biotechnology Advances, 2008,26(3):266-291.

[46] Decho A W, Gutierrez T. Microbial extracellular polymeric substances (EPSs) in ocean systems [J]. Frontiers in Microbiology, 2017,8:922.

[47] Wu C, Chen Y, Qian Z, et al. The effect of extracellular polymeric substances (EPS) of iron-oxidizing bacteria (*Ochrobactrum* EEELCW01) on mineral transformation and arsenic (As) fate [J]. Journal of Environmental Sciences, 2023,130:187-196.

[48] Pagnanelli F, Viggi C C, Toro L. Isolation and quantification of cadmium removal mechanisms in batch reactors inoculated by sulphate reducing bacteria: biosorption versus bioprecipitation [J]. Bioresource Technology, 2010,101(9):2981-2987.

[49] Slaveykova V I, Parthasarathy N, Dedieu K, et al. Role of extracellular compounds in Cd-sequestration relative to Cd uptake by bacterium *Sinorhizobiummeliloti* [J]. Environmental Pollution, 2010,158(8): 2561-2565.

[50] Etesami H, Maheshwari D K. Use of plant growth promoting rhizobacteria (PGPRs) with multiple plant growth promoting traits in stress agriculture: Action mechanisms and future prospects [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2018,156:225-246.

[51] Sharma B, Shukla P. A comparative analysis of heavy metal bioaccumulation and functional gene annotation towards multiple metal resistant potential by *Ochrobactrum intermedium* BPS-20and *Ochrobactrumciceri* BPS-26 [J]. Bioresource Technology, 2021,320: 124330.

[52] Zheng L, Lin H, Dong Y, et al. A promising approach for simultaneous removal of ammonia and multiple heavy metals from landfill leachate by carbonate precipitating bacterium [J]. Journal of Hazardous Materials, 2023,456:131662.

[53] 李卓阳,曹苗苗,周登博,等.高耐镉细菌 *Burkholderia* sp. DF3-1 对镉的吸附特性及机理 [J]. 热带作物学报, 2022,43(3):589-596.
Li Z Y, Cao M M, Zhou D B, et al. Adsorption characteristics and mechanism of high cadmium-tolerant bacteria *Burkholderia* sp. DF3-1to cadmium [J]. Chinese Journal of Tropical Crops, 2022,43(3): 589-596.

[54] Park J H, Chon H T. Characterization of cadmium biosorption by *Exiguobacterium* sp. isolated from farmland soil near Cu-Pb-Zn mine [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016,23:11814-11822.

[55] Priyadarshanee M, Das S. Bacterial extracellular polymeric substances: Biosynthesis and interaction with environmental pollutants [J]. Chemosphere, 2023,332:138876.

[56] Zhang J, Song H, Chen Z, et al. Biomineralization mechanism of U (VI) induced by *Bacillus cereus* 12-2: The role of functional groups and enzymes [J]. Chemosphere, 2018,206:682-692.

[57] 王小雨,黄小霞,高 磊.重金属抗性菌及其去除 CMP 废水中 Cu^{2+}的研究进展 [J]. 工业水处理, 2023,43(3):31-38.
Wang X Y, Huang X X, Gao L, et al. Research progress on heavy metal resistant bacteria and their removal of Cu^{2+} from CMP wastewater [J]. Industrial Water Treatment, 2023,43(3):31-38.

[58] Zhi G, Qi X, Yan G, et al. Chloride converts lead slag into a bifunctional material to remove heavy metals [J]. Journal of Environmental Management, 2023,344:118631.

[59] Sutherland I W. Microbial polysaccharides from Gram-negative bacteria [J]. International Dairy Journal, 2001,11(9):663-674.

[60] Saba, Rehman Y, Ahmed M, et al. Potential role of bacterial extracellular polymeric substances as biosorbent material for arsenic bioremediation [J]. Bioremediation Journal, 2019,23(2):72-81.

[61] Krishnamurthy M, Uthaya J C, Rajendran S, et al. Exopolymeric substances production by *Bacillus cereus* KMS3-1enhanced its biosorption efficiency in removing Cd^{2+} and Pb^{2+} in single and binary metal mixtures [J]. Environmental Research, 2023,228:115917.

[62] Bhatta D, Adhikari A, Kang S M, et al. Hormones and the antioxidant transduction pathway and gene expression, mediated by *Serratia marcescens* DB1, lessen the lethality of heavy metals (As, Ni, and Cr) in *Oryza sativa* L [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2023,263(15):115377.

[63] Tanwir K, JavedM T, AbbasS, et al. *Serratia* sp. CP-13 alleviates Cd toxicity by morpho-physio-biochemical improvements, antioxidative potential and diminished Cd uptake in *Zea mays* L. cultivars differing in Cd tolerance [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2021, 208(15):111584.

[64] Ouyang P,Jiang A,Zhang Z, et al. Synergistic bioremediation of Pb-Cd co-contaminated soils by *Helianthus annuus* and exopolysaccharide-producing *Serratia marcescens* M15 [J]. Chemical Engineering Journal, 2025,521:166765.

[65] Ismail B S, Toh H X, Seah J H, et al. *Serratia marcescens* outbreak at a neonatal intensive care unit in an acute care tertiary hospital in Singapore [J]. Journal of Hospital Infection, 2025,156:21-25.

[66] Sophie H, Anine R, Markus J, et al. Risk factors for *Serratia marcescens* contamination in liquid preserved boar semen -A cross-laboratory comparative study [J]. Animal Reproduction Science, 2025,279:107955.

作者简介：杨 茜(1999-),女,云南昆明人,云南农业大学博士研究生,主要从事重金属污染土壤修复研究.528904457@qq.com.