

## 一株代尔福特菌的分离及其对Cd吸附机制研究

石阳阳, 徐敏, 万勤, 谢黛敏, 肖笑, 伍钧

引用本文:

石阳阳, 徐敏, 万勤, 谢黛敏, 肖笑, 伍钧. 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.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0428>

## 您可能感兴趣的其他文章

### Articles you may be interested in

#### 耐镉促生根瘤菌的鉴定及其对镉的吸附特性

池耀威, 王晓雅, 初少华, 周培, 张丹

农业环境科学学报. 2021, 40(4): 791-800 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0975>

#### 耐镉细菌的分离及其对土壤中镉的形态影响

刘玉玲, 铁柏清, 李园星露, 魏祥东, 彭鸥, 叶长城, 刘孝利, 孙健

农业环境科学学报. 2018, 37(2): 250-258 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-0966>

#### 镉耐性固定细菌的筛选及其对不同品种小麦镉吸收的阻控效应

孙乐妮, 郭迎雪, 侯雪婷, 庄杰, 杨章泽, 陈兆进, 田伟

农业环境科学学报. 2020, 39(9): 1878-1887 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0291>

#### 叶面喷施两种典型纳米材料对苋菜积累多环芳烃的影响

袁彬彬, 周东美, 马晓玥, 方国东, 高娟

农业环境科学学报. 2020, 39(9): 1908-1915 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0160>

#### 耐镉细菌菌株的分离及其吸附镉机理研究

林晓燕, 牟仁祥, 曹赵云, 朱智伟, 陈铭学

农业环境科学学报. 2015(9): 1700-1706 <https://doi.org/10.11654/jaes.2015.09.011>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

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. M6 strain[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(11): 2497-2505.



开放科学 OSID

# 一株代尔福特菌的分离及其对Cd吸附机制研究

石阳阳<sup>1,2</sup>, 徐敏<sup>1</sup>, 万勤<sup>1</sup>, 谢黛敏<sup>1</sup>, 肖笑<sup>1</sup>, 伍钧<sup>1\*</sup>

(1. 四川农业大学环境学院, 成都 611130; 2. 湖北省丹江口市烟草专卖局, 湖北 丹江口 442700)

**摘要:**微生物修复Cd污染技术的关键是获得对Cd具有较高耐性和较强固持能力的菌株,而微生物的修复效果与其对Cd的固持机制密切相关。本研究从重金属污染土壤中分离筛选出一株对Cd吸附率较高的菌株M6,采用批量吸附试验及扫描电镜(SEM)、傅里叶变换-红外光谱(FTIR)、X射线光电子能谱分析(XPS)等技术探究菌株对Cd的固持效果及机理。16S rRNA序列分析结果表明M6与代尔福特菌(*Delftia* sp.12, 登录号KJ191561.1)的同源性达到100%,初步鉴定为代尔福特菌。在pH=7、温度为35℃、培养时间为48 h、初始Cd浓度为10 mg·L<sup>-1</sup>时,M6对Cd吸附率最高,达71.8%。Cd浓度在10~100 mg·L<sup>-1</sup>时,随着Cd浓度升高,M6对Cd吸附量逐渐增大,最大吸附量为36.73 mg·L<sup>-1</sup>。通过测定M6胞内和胞外Cd含量发现,M6对Cd的固持作用包括胞内积累和胞外吸附。SEM扫描发现,吸附Cd后菌体表面出现沉淀物;FTIR结果发现菌体表面多种官能团参与Cd吸附过程。XPS结果表明Cd在菌体表面可能以Cd(OH)<sub>2</sub>和CdCO<sub>3</sub>形式存在。综上,菌株M6对Cd具有较强的耐性和较佳的固持能力,其固持机制包括胞内积累、胞外吸附和胞外沉淀。

**关键词:**土壤;细菌;代尔福特菌;镉;吸附;机制

中图分类号:X172;X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2022)11-2497-09 doi:10.11654/jaes.2022-0428

## Isolation and Cd adsorption mechanisms of *Delftia* sp. M6 strain

SHI Yangyang<sup>1,2</sup>, XU Min<sup>1</sup>, WAN Qin<sup>1</sup>, XIE Daimin<sup>1</sup>, XIAO Xiao<sup>1</sup>, WU Jun<sup>1\*</sup>

(1. College of Environment, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China; 2. Danjiangkou Tobacco Monopoly Bureau, Hubei Province, Danjiangkou 442700, China)

**Abstract:** The key to Cd bioremediation technology is obtaining Cd-resistant strains with high tolerance and strong fixation to Cd. The bioremediation effectivity is closely related to the mechanism of Cd fixation used by microorganisms. In this study, we isolated a Cd-resistant bacterial strain M6 from heavy metals contaminated soil. We employed batch adsorption experiments, scanning electron microscopy, Fourier-transform infrared spectroscopy, X-ray photoelectron spectrometry, and other techniques to explore the Cd fixation capacity and mechanism of the M6 strain. It was found that M6 had the highest adsorption rate (71.8%) for Cd at pH 7, temperature of 35 °C, and after 48 h of incubation with 10 mg·L<sup>-1</sup> of initial Cd concentration. Adsorption capacity of Cd increased with concentration of Cd from 10 mg·L<sup>-1</sup> to 100 mg·L<sup>-1</sup>, and the maximum adsorption capacity was 36.73 mg·L<sup>-1</sup>. The mechanism of Cd fixation by M6 included intracellular accumulation and extracellular adsorption. Scanning electron microscopy indicated precipitates on the cell surface of M6 after Cd adsorption. The Fourier-transform infrared spectra showed that various functional groups on the cell surface were involved in the adsorption of Cd by M6. X-ray photoelectron spectroscopy analysis revealed that Cd may existed on the surface of cells in the form of Cd(OH)<sub>2</sub> and CdCO<sub>3</sub>. The results of 16S rRNA gene sequence analysis showed that M6 was 100% homologous to *Delftia* sp.12, and was

收稿日期:2022-04-28 录用日期:2022-06-22

作者简介:石阳阳(1995—),女,河南安阳人,硕士研究生,从事环境污染化学与生物修复研究。E-mail:2086994585@qq.com

\*通信作者:伍钧 E-mail:wuj1962@163.com

基金项目:成都市重点研发支撑计划项目(2020-YF09-00023-SN, 2020-YF09-00012-SN)

Project supported: The Key Program of Chengdu Science and Technology Bureau (2020-YF09-00023-SN, 2020-YF09-00012-SN)

preliminarily identified as *Delftia* sp.. In conclusion, M6 has strong resistance to Cd and high fixation effect on Cd, and its fixation mechanism include intracellular accumulation, extracellular adsorption and extracellular precipitation.

**Keywords:** soil; bacteria; *Delftia* sp.; cadmium; adsorption; mechanism

重金属镉(Cd)具有移动性强,毒性大,污染范围广的特点,其毒性是铅(Pb)的5倍以上,被称为“五毒之首”<sup>[1-2]</sup>。矿山开采、金属冶炼、污水排放和灌溉等是环境Cd污染的主要来源。据统计,Cd污染已经涉及我国11个省(市)的25个地区,Cd污染事件多达60多起<sup>[3]</sup>。因此,发展高效、环保、经济的Cd污染修复技术势在必行。

微生物具有代谢旺盛、种类丰富、比表面积大等特点,参与重金属的生物地球化学循环过程,在重金属元素的溶解释放、迁移转化和富集沉淀过程中起重要作用。微生物可以通过细胞表面丰富的活性基团吸附Cd<sup>2+</sup>或分泌大量胞外聚合物,利用聚合物中的羧基、羟基、巯基、氨基、酰胺基和磷酸基等活性基团中的N、O、P和S等提供的孤对电子与Cd<sup>2+</sup>结合,使Cd<sup>2+</sup>被吸附或形成微沉淀<sup>[4-6]</sup>。一些微生物还能够通过内流的方式吸收Cd<sup>2+</sup>,并与胞内的氨基酸或者蛋白质等物质形成低毒络合物富集在细胞内<sup>[7-9]</sup>,或者通过生物矿化作用将Cd<sup>2+</sup>转化为沉淀物,实现重金属解毒<sup>[10-11]</sup>。与传统的物理化学修复技术相比,微生物修复技术具有经济、无二次污染的优点,具有良好的生态效益和应用前景,近年来受到了广泛关注<sup>[6]</sup>。

微生物对Cd的固持效果和稳定性取决于其作用机制,不同微生物与Cd之间的相互作用具有复杂性和差异性。开展Cd耐受微生物资源的挖掘,并明确其Cd固持机制非常必要。本研究从冶炼厂废弃地土壤中分离筛选出一株耐Cd细菌菌株,初步鉴定为*Delftia*菌。*Delftia*菌属1999年由WEN等<sup>[12]</sup>发现,目前主要应用于降解有机污染物和修复重金属污染。刘玉玲等<sup>[1,13]</sup>和LIU等<sup>[14]</sup>研究发现*Delftia* sp. B9能促使土壤中的Cd由弱酸可溶态转化为可还原态和残渣

态,接种10 mL菌悬液后土壤中弱酸可溶态Cd含量降低25.1%<sup>[11]</sup>。*Delftia* sp. B9可降低水稻幼苗根、茎、叶中的Cd含量<sup>[13]</sup>,接种其活体菌株以及灭活菌体均能有效降低水稻籽粒的Cd含量<sup>[14]</sup>。AMER等<sup>[15]</sup>筛选分离出的*Delftia acidovorans* Pb11可利用Pb<sup>2+</sup>并将其还原为Pb。BISWAS等<sup>[16]</sup>报道了*Delftia* spp. BAs29对As(Ⅲ)的生物转化,其可通过氧化酶将As(Ⅲ)氧化为较稳定的As(V),并利用氧化反应释放的能量维持生存。LI等<sup>[17]</sup>发现胞外蛋白在Au<sup>3+</sup>解毒过程中发挥重要作用,纳米金颗粒可能是*Delftia tsuruhatensis* sp. GX-3的胞外溶质结合蛋白或孔蛋白将电子转运给Au<sup>3+</sup>形成。

然而目前关于*Delftia*对Cd的解毒机制鲜有报道,基于此,本研究通过分析其对Cd最佳吸附条件及细胞内外的Cd分布,利用扫描电镜、傅里叶变换-红外光谱分析以及X射线光电子能谱分析,观察细胞形态,分析Cd处理后细胞表面官能团的变化以及Cd在菌体表面存在形态,以期微生物修复Cd污染技术提供理论支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试材料

土壤采自四川西部某铅锌冶炼厂废弃地,采集深度为0~20 cm。采集样点5个,分别标记为S1~S5。采集的土样装入无菌自封袋,并置于冰箱4℃保存备用。土壤pH及重金属含量如表1所示。

采用LB培养基培养细菌。LB液体培养基:胰蛋白胨10.00 g·L<sup>-1</sup>、NaCl 10.00 g·L<sup>-1</sup>、酵母粉5.00 g·L<sup>-1</sup>, pH 7.0~7.2,高压蒸汽灭菌121℃,30 min。LB固体培养基则加入1.5%琼脂粉,其他操作同液体培养基。试验药品CdCl<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O、HNO<sub>3</sub>、HClO<sub>4</sub>均为优级纯,试验

表1 土壤pH和重金属含量

Table 1 pH and heavy metals content of soils

| 土壤编号<br>Soil number | pH  | 总Cd<br>Total Cd/(mg·kg <sup>-1</sup> ) | 总Pb<br>Total Pb/(mg·kg <sup>-1</sup> ) | 总Zn<br>Total Zn/(mg·kg <sup>-1</sup> ) | 总Cu<br>Total Cu/(mg·kg <sup>-1</sup> ) | 总Cr<br>Total Cr/(mg·kg <sup>-1</sup> ) |
|---------------------|-----|----------------------------------------|----------------------------------------|----------------------------------------|----------------------------------------|----------------------------------------|
| S1                  | 7.5 | 60.7                                   | 247.9                                  | 1 959.5                                | 59.7                                   | 113.3                                  |
| S2                  | 7.0 | 89.4                                   | 133.4                                  | 2 207.9                                | 97.6                                   | 141.8                                  |
| S3                  | 6.6 | 5.9                                    | 41.1                                   | 271.8                                  | 64.5                                   | 142.7                                  |
| S4                  | 6.8 | 15.2                                   | 83.0                                   | 1 253.0                                | 57.7                                   | 135.5                                  |
| S5                  | 7.5 | 35.8                                   | 136.7                                  | 1 563.8                                | 78.9                                   | 150.4                                  |

用水均为高纯水。

## 1.2 耐镉菌株的分离与筛选

用 $\text{CdCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 和高纯水配制浓度为 $1\,000\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的Cd母液,取适量Cd母液加入液体LB培养基,使Cd浓度达到预设浓度。取Cd浓度为 $10\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的液体培养基45 mL置于装有玻璃珠的150 mL锥形瓶中,灭菌后分别加入S1~S5土样5 g,在 $30\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $120\text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 振荡培养3 d后,移取5 mL转接入Cd浓度为 $50\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 液体培养基中,在 $30\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $120\text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 振荡培养3 d,并继续转接3次,直至液体培养基中Cd浓度为 $200\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。取最后一次转接的培养液0.3 mL,以10倍比稀释法稀释后涂布于LB固体培养基平板上,并在 $30\text{ }^\circ\text{C}$ 的恒温培养箱中倒置培养96 h。观察菌落生长状况和特点,挑选不同形态的单菌落提纯,将得到的纯菌种进行保存。

将50 mL无Cd液体培养基置于150 mL锥形瓶中,接种上述分离出的纯菌株, $30\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $120\text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 培养1 d后在 $3\,500\text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 下离心10 min,收集菌体,用无菌水洗涤两次后制成菌悬液( $\text{OD}_{600}=1.5$ )。按照2%接种比例将菌悬液接入初始Cd浓度为 $10$ 、 $50\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的液体培养基中,不接菌的处理作为空白对照, $30\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $120\text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 振荡培养2 d后于 $4\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $8\,000\text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心10 min,收集上清液,上清液经 $0.22\text{ }\mu\text{m}$ 滤膜过滤后用 $\text{HNO}_3$ 消解,ICP-MS(Agilent 7700s,美国安捷伦科技公司)测定Cd含量,筛选出Cd吸附效果最好的菌株。

## 1.3 菌株鉴定

将筛选得到的菌株划线接种于固体培养基平板上,置于恒温恒湿培养箱, $30\text{ }^\circ\text{C}$ 倒置培养3 d,观察菌落形态。菌液送至成都擎科生物技术有限公司测序。获得的序列用NCBI-Blast比对,利用软件MEGA7.0构建系统发育树。

## 1.4 培养条件对菌株Cd吸附效果的影响

### 1.4.1 菌株生长曲线

将菌株接种至无Cd液体LB培养基,于 $30\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $120\text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 培养1 d后, $3\,500\text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心10 min收集菌体,用无菌水洗涤两次后制成菌悬液,按照2%接种比例将菌悬液接入初始Cd浓度为 $0$ 、 $10$ 、 $100\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的液体LB培养基中, $30\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $120\text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 振荡培养,每个处理设置3个重复。在 $0\sim 54\text{ h}$ 周期中,每隔3 h取样测定 $\text{OD}_{600}$ ,绘制不同Cd浓度下的生长曲线。

### 1.4.2 pH对菌株Cd吸附效果的影响

将50 mL Cd浓度为 $10\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的LB液体培养基置于150 mL锥形瓶中,调节pH值分别为5、6、7、8、9,灭

菌后按照2%接种比例接入菌悬液, $30\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $120\text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 振荡培养2 d后测定 $\text{OD}_{600}$ 并收集上清液,上清液收集及Cd含量测定方法同1.2。每个处理设置3个重复。

### 1.4.3 温度对菌株Cd吸附效果的影响

将50 mL初始Cd浓度为 $10\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、pH为7的液体培养基灭菌后按照2%比例接入菌悬液,分别在 $10$ 、 $20$ 、 $30$ 、 $35$ 、 $40\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $120\text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 下振荡培养2 d后测定 $\text{OD}_{600}$ 并收集上清液,上清液收集及Cd含量测定方法同上。

### 1.4.4 初始Cd浓度对菌株Cd吸附效果的影响

按照2%比例接入菌悬液至Cd浓度分别为 $10$ 、 $50$ 、 $100\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、pH为7的液体LB培养基中, $30\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $120\text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 振荡培养。在培养的第18、24、36、48、72小时取样,上清液收集及Cd含量测定方法同上。

## 1.5 菌株对Cd吸附机理研究

### 1.5.1 Cd在胞外与胞内分布

$30\text{ }^\circ\text{C}$ 下将菌悬液按照2%比例接种于Cd浓度为 $10$ 、 $100\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的50 mL液体培养基中, $120\text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 振荡培养,分别于培养第1、3、5天取样。样品于 $4\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $8\,000\text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心10 min后收集菌体。胞外Cd吸附量的测定参考喻涌泉等<sup>[18]</sup>和HAN等<sup>[19]</sup>的方法,将菌体用无菌水清洗2~3次,随后用 $10\text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的EDTA洗涤液洗涤3次。合并全部洗涤液,测定洗涤液中Cd含量,即胞外Cd吸附量。收集沉淀菌体,真空冷冻干燥后称质量,用 $\text{HNO}_3$ 和 $\text{HClO}_4$ (3:1)高温消解后测定Cd含量,计算菌体胞内Cd积累量。

### 1.5.2 扫描电镜分析

将菌悬液按照2%比例分别接种到Cd浓度为 $0$ 、 $100\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的液体培养基中。 $30\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $120\text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 振荡培养3 d后收集菌体沉淀,方法同上。菌体用2.5%戊二醛固定,经过乙醇梯度脱水、临界点干燥以及喷金等操作后用场发射扫描电镜(SU8010,日本HITACHI公司)观察Cd处理前后菌体形态特征。

### 1.5.3 傅里叶变换-红外光谱分析

按照2%比例接种菌悬液于Cd浓度为 $0$ 、 $10$ 、 $100\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 液体培养基中,细菌培养及菌体收集方法同上,将收集到的菌体沉淀置于 $-80\text{ }^\circ\text{C}$ 冰箱冷冻过夜后真空冷冻干燥。取干燥的菌粉与溴化钾按照1:50质量比在红外灯下研磨压片后用傅里叶红外光谱分析仪(TENSOR 27,德国BRUKER光谱仪器公司)分析菌体表面官能团的变化。

### 1.5.4 X射线光电子能谱分析

按照2%比例将菌悬液接入Cd浓度为 $100\text{ mg} \cdot$

$L^{-1}$ 的LB液体培养基,细菌培养及菌体收集方法同上。将真空冷冻干燥后的菌体沉淀用X射线光电子能谱仪[Thermo Fisher Scientific K-Alpha,赛默飞世尔科技(中国)有限公司]进行分析。

### 1.6 数据处理

使用 Excel 2016 进行数据分析和处理,采用 SPSS 19.0 进行显著性分析, XPSPEAK41 软件拟合 XPS 光谱, Origin 9.0 制图。

## 2 结果与分析

### 2.1 菌株的分离筛选与鉴定

通过富集培养、分离纯化后得到14株细菌,编号为M1~M14。培养结束后测定液体培养基中Cd剩余量发现,Cd浓度为 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,菌株M6对Cd吸附效果最好,吸附率为70.5%,其次为M9,吸附率为57.6%,其他菌株对Cd吸附率较低,在13.4%~37.3%之间。当提高Cd浓度至 $50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,菌株Cd吸附率均下降,但M6的Cd吸附率依旧最高。根据Cd吸附结果筛选出对Cd吸附效果最好的菌株M6进行下一步实验。

由图1a和图1b可知,菌株M6的菌落在固体培养基平板上呈乳白色,表面光滑湿润,边缘整齐,扫描电镜图中菌体呈杆状。16S rRNA序列对比结果如图1c所示,M6与菌株 *Delftia* sp.12(KJ191561.1)的同源性达到100%,初步确定M6为 *Delftia* 菌。

### 2.2 培养条件对菌株Cd吸附效果影响

#### 2.2.1 菌株生长曲线

生长曲线能够在一定程度上反映微生物生长数

量和生长状况。图2是菌株M6在Cd浓度分别为0、10、 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的液体培养基中的生长曲线。随着Cd浓度提高,菌株在进入生长稳定期后的细胞密度均出现不同程度的降低,且高浓度Cd使菌株生长出现延滞。当Cd浓度为 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,对M6的生长抑制作用较小。当Cd浓度为 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,菌株进入对数生长期时间比CK延长9 h,稳定期菌株生长量降低。

#### 2.2.2 培养pH、温度、Cd浓度对Cd吸附效果的影响

培养pH、温度、初始Cd浓度对菌株M6生长及其Cd吸附效果的影响分别如图3a~图3c所示。由图3a可知,pH的变化显著影响M6对Cd的吸附效果及其生长状况。在培养温度为 $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ 、Cd浓度为 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,随着pH增加,菌株Cd吸附量和细胞密度均表现为先增加后减少。pH小于7时,菌株M6对Cd的吸附量、吸附率和细胞密度随pH增高而增加,pH大于7

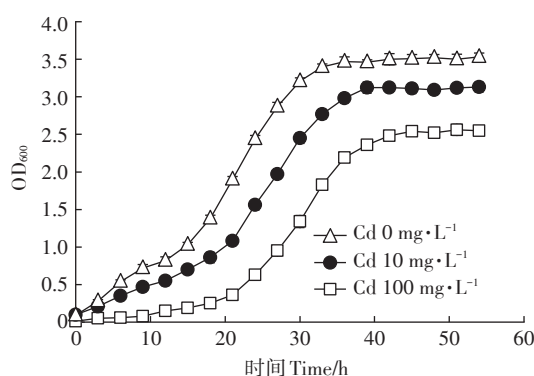


图2 菌株生长曲线

Figure 2 Growth curve of strain

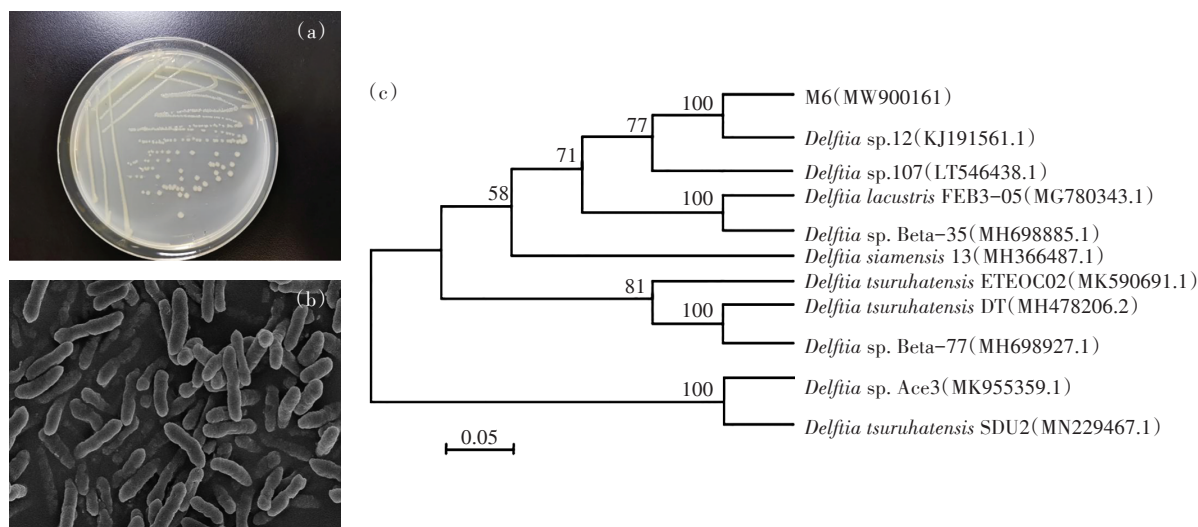


图1 菌株M6形态特征(a)、扫描电镜图(b)和16S rRNA基因序列的系统发育树(c)

Figure 1 Morphological characteristic of strain M6(a), scanning electron microscopy image(b), and phylogenetic tree of 16S rRNA(c)

时,其随pH增加而下降,当pH为7时吸附效果最佳,最大吸附率为68.4%。

培养温度对菌株Cd吸附效果影响如图3b所示。Cd浓度为 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、pH为7时,菌株细胞密度及Cd吸附量随着温度升高呈现先增高后降低的趋势。在 $10\sim 35\text{ }^{\circ}\text{C}$ 范围内,菌株细胞密度及Cd吸附量随着温度升高而增高;温度继续升高时,细胞密度和Cd吸附量均下降。温度范围为 $30\sim 35\text{ }^{\circ}\text{C}$ 时菌株细胞密度较大,对Cd吸附效果较佳,最高吸附率为71.8%。

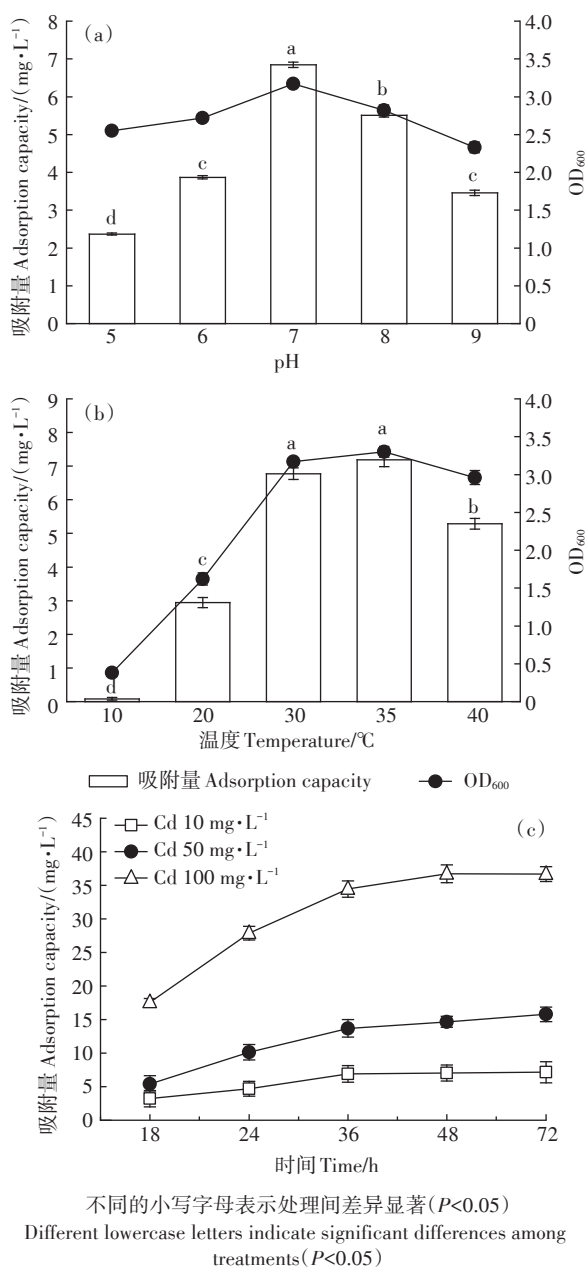


图3 pH值、温度和Cd浓度对菌株Cd吸附效果的影响

Figure 3 Effects of pH, temperature and Cd concentration on strain growth and its Cd adsorption capacities

初始Cd浓度对菌株Cd吸附效果影响如图3c所示。培养温度为 $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ 、pH为7、初始Cd浓度由 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升高至 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,吸附达到稳定所用时间由36 h延长至48 h。初始Cd浓度为 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,稳定后的Cd吸附率最高,为71.3%。初始Cd浓度升高,Cd吸附率降低,当Cd浓度升高至 $50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,吸附率下降至32.8%。Cd浓度由 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加至 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的过程中,菌株M6对Cd的吸附量由 $7.04\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加至 $36.73\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

## 2.3 菌株Cd吸附机制研究

### 2.3.1 菌株对Cd的胞外吸附与胞内积累

为了探究菌株M6对Cd的固持机制,测定了Cd浓度为 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 培养下1、3、5 d时菌株胞外吸附量和胞内积累量。由图4可知,相同培养时间下,随着Cd浓度提高,菌株Cd吸附总量显著增加。随着时间的增加,胞内Cd积累量呈现先增加后降低的趋势,培养至第5天时,胞外吸附量均显著高于胞内积累量。Cd浓度为 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,胞外吸附量随着时间的延长不断增加,而总积累量却呈现先增加后降低的趋势。

### 2.3.2 扫描电镜分析

图5为Cd处理前后菌体电镜扫描图,Cd处理前后M6菌体形态有明显变化。无Cd处理组菌体形状为杆状,表面光滑;Cd处理后,菌体表面变得粗糙。与无Cd处理相比,Cd处理后菌体表面出现颗粒状沉淀物质。

### 2.3.3 傅里叶-红外光谱分析

Cd处理浓度为0、10、 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的FTIR谱图如图6所示。菌体表面具有丰富的官能团,位于 $3\ 305\text{ cm}^{-1}$ 处较宽的吸收峰代表—OH和—NH的振动; $2\ 960$

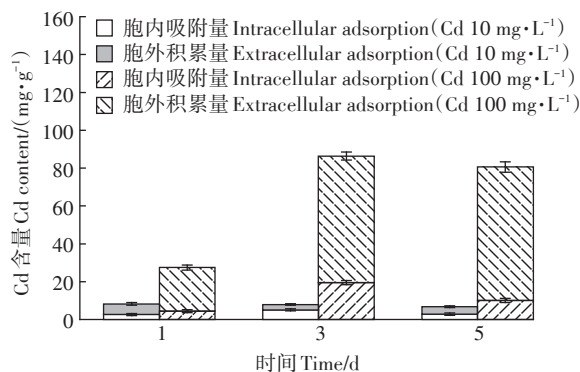


图4 菌体胞内Cd积累和胞外吸附情况

Figure 4 Extracellular adsorption and intracellular accumulation of Cd in strain

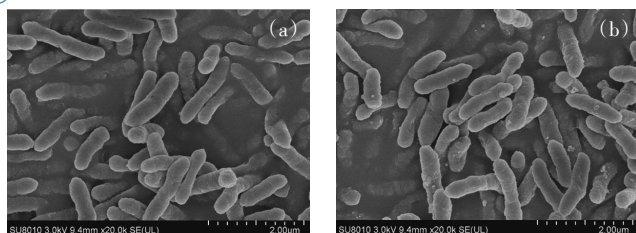


图5 菌株在空白组(a)和100 mg·L<sup>-1</sup> Cd处理组(b)的扫描电镜图  
Figure 5 SEM images of strain without(a) and with(b) 100 mg·L<sup>-1</sup> Cd treatment

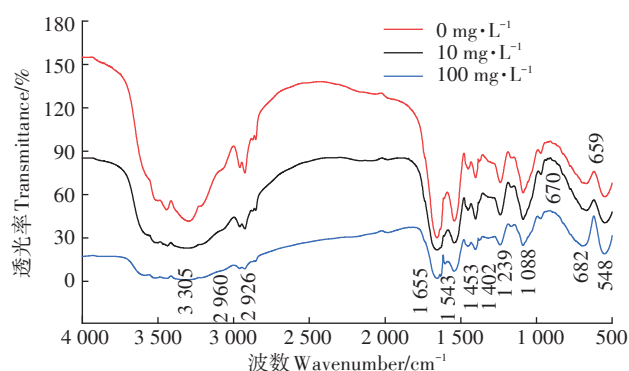


图6 菌株吸附Cd前后的傅里叶-红外光谱图  
Figure 6 The FTIR spectrograms of strain before and after adsorption of Cd

cm<sup>-1</sup>和2 926 cm<sup>-1</sup>处吸收峰代表细胞膜磷脂脂肪酸中的C—H伸缩振动;1 655 cm<sup>-1</sup>和1 543 cm<sup>-1</sup>处吸收峰代表酰胺 I 带(C=O)和细胞蛋白质酰胺 II 带(N—H)的弯曲振动与C—N伸展;1 453 cm<sup>-1</sup>处吸收峰为肽链中—CH面内弯曲振动;1 402 cm<sup>-1</sup>处吸收峰是蛋白质酰胺 III 带(—CN伸缩振动和—NH面外弯曲振动)或肽链末端羧基—C=O对称伸缩振动;1 239 cm<sup>-1</sup>处的吸收峰是脂质和多糖P=O的伸缩振动峰;1 088 cm<sup>-1</sup>处吸收峰是磷酸基团P=O、P—OH、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>以及胺基中的—C—N—等引起;659 cm<sup>-1</sup>处吸收峰代表蛋白质酰胺 I(C=O)和 II(C—N)带;548 cm<sup>-1</sup>处吸收峰是M—O和O—M—O(M—金属离子)的振动吸收峰。

由图6可知,与无Cd处理相比,接触Cd后位于659 cm<sup>-1</sup>处吸收峰增强变宽并逐渐向高波数偏移,Cd处理浓度为100 mg·L<sup>-1</sup>时峰位偏移至682 cm<sup>-1</sup>处,表明菌体中的蛋白质酰胺 I (C=O)和 II (C—N)带可能参与了Cd的吸附固定。另外,随着Cd浓度升高,位于548 cm<sup>-1</sup>处吸收峰变强,说明Cd处理使M—O和O—M—O基团增加,M—O和O—M—O在结合Cd过程中发挥了重要作用。其他吸收峰的变化体现在峰强逐渐减弱,高浓度Cd处理后这些吸收峰的峰强

明显比无Cd处理弱,说明这些官能团活跃地参与了Cd络合作用。

### 2.3.4 X射线光电子能谱分析

为确定吸附Cd<sup>2+</sup>后菌体表面Cd形态,对菌体进行扫描分析,M6吸附Cd<sup>2+</sup>后的XPS谱图如图7所示。

对O1s峰进行拟合,由图7可知,O1s峰可分为2个亚峰,结合能为531.23 eV处的谱峰代表—OH<sup>[20]</sup>,532.67 eV处的谱峰代表Cd—O—P<sup>[21]</sup>。C1s峰拟合后分成3个亚峰,分别位于284.8、286.3 eV和287.8 eV处,284.8 eV和287.8 eV处的谱峰代表C—C长链或C—H、C=O,Cd<sup>2+</sup>可能与CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>结合<sup>[22-23]</sup>,286.23 eV处谱峰可能是C—O与C—N化合物<sup>[24]</sup>。Cd3d5/2谱峰包

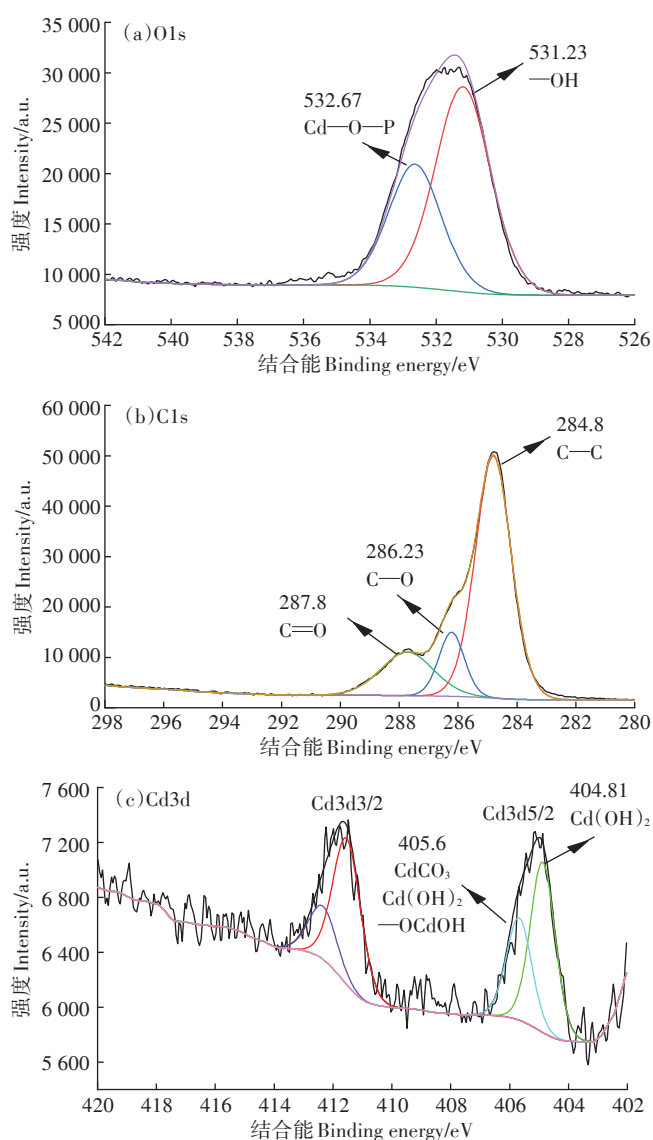


图7 菌株吸附Cd后的XPS谱图

Figure 7 XPS spectra of strain after Cd adsorption

括位于404.8 eV和405.6 eV的2个亚峰,分别代表 $\text{Cd}(\text{OH})_2$ 和 $\text{CdCO}_3$ 、 $\text{Cd}(\text{OH})_2$ — $\text{OCdOH}$ <sup>[21,25]</sup>,说明菌体表面可能存在 $\text{Cd}(\text{OH})_2$ 和 $\text{CdCO}_3$ 沉淀。

### 3 讨论

#### 3.1 培养条件对菌株Cd吸附效果的影响

微生物对重金属的吸附效果受其种类、生长状况和培养环境的影响较大。为了探求菌株M6最佳Cd吸附条件,本研究分析了pH、温度、初始Cd浓度对Cd吸附效果的影响。环境pH可以影响菌株的生长、吸附电位的性质以及重金属在溶液中的存在形态,进而影响菌株Cd吸附效果<sup>[18]</sup>。pH较低时,液体培养基中过多的 $\text{H}^+$ 会与 $\text{Cd}^{2+}$ 竞争菌体表面吸附位点;pH较高时,液体培养基中的 $\text{Cd}^{2+}$ 会以氢氧化物形式存在,附着在菌体表面,覆盖部分吸附位点,从而降低菌体对Cd的吸附量<sup>[1]</sup>。有研究表明,*Delftia* sp.最适生长的pH为7.0,pH过低会降低菌株生长量和Cd吸附位点数量,使Cd吸附量下降<sup>[26]</sup>。本研究中pH低于7和高于7均不利于菌体生长和Cd吸附,当pH为7时菌株生长状况最佳,Cd吸附量显著高于其他pH处理,说明最适宜M6生长和吸附Cd的环境pH为7。温度不仅影响细胞表面官能团的电离活性,而且影响官能团与重金属离子形成络合物的稳定性<sup>[18]</sup>。温度过高和过低不仅不利于菌株生长,而且会降低其表面官能团与 $\text{Cd}^{2+}$ 的亲合性以及吸附 $\text{Cd}^{2+}$ 过程中需要的活化能,进而降低菌株的Cd吸附量<sup>[1,18]</sup>。本研究中M6在35℃时Cd吸附量最大,与刘玉玲等<sup>[1]</sup>的研究结果一致。

本研究发现,随着Cd浓度的提高,M6的生长出现迟滞,进入稳定期的时间延长,且稳定期细胞密度下降,说明高浓度Cd对M6的生长有明显抑制作用。整体而言,M6的生长及其对Cd的吸附量仍较高,表明M6对Cd具有较强的耐受性。微生物吸附重金属的能力与菌株表面吸附位点的饱和程度密切相关<sup>[27]</sup>。低浓度Cd对M6生长的抑制作用较小,吸附位点数量较多且未达饱和状态,能与液体培养基中的 $\text{Cd}^{2+}$ 充分结合,增加吸附量。当Cd浓度逐渐增加时,M6对Cd的吸附量增加,但是吸附率却下降,这可能是因为菌体表面吸附位点被大量的 $\text{Cd}^{2+}$ 占据,同时高浓度Cd抑制了M6的生长,所提供的吸附位点数量减少。

#### 3.2 菌株对Cd吸附机理

通过研究Cd在菌体胞内胞外的分布发现,在培养过程中,胞内Cd积累量呈现先增加后降低的趋势,最终以胞外吸附为主。胞内Cd积累量的变化趋势与

活细胞能将过多的金属离子排出细胞质的观点相吻合,这可能是一种细胞解毒方式<sup>[18]</sup>。而通过主动运输方式吸收 $\text{Cd}^{2+}$ ,将 $\text{Cd}^{2+}$ 转化为无毒的沉淀或隔离在胞内特定区域以降低环境中 $\text{Cd}^{2+}$ 浓度,提高抗性则是胞内解毒的重要途径<sup>[9]</sup>。当Cd浓度为 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,菌体Cd积累总量随着吸附时间的延长逐渐降低,这可能是由于菌株生长较快,消耗了培养液中的营养物质使其生物量快速趋于稳定,部分菌体出现了 $\text{Cd}^{2+}$ 解吸的现象,或者是其生长代谢产物及Cd对M6产生了毒害作用,降低了吸附量<sup>[28]</sup>。而高浓度Cd处理下,Cd积累总量却表现为先增加后降低,这可能是由于Cd浓度较高时菌株生长较慢,在菌株生物量逐渐增加至稳定的过程中菌体Cd积累总量逐渐增加。随着时间延长,高Cd处理下部分细胞破裂,胞内积累的Cd释放到培养液中,而其中只有一部分Cd被暴露的吸附位点或菌体表面吸附,从而导致后期菌体Cd积累总量降低。含Cd培养下M6菌体表面的不规则颗粒沉淀物可能是Cd对菌体造成的胁迫作用促使其产生了分泌物将 $\text{Cd}^{2+}$ 沉淀在细胞表面以降低其毒性<sup>[19,29]</sup>。这说明胞外沉淀很可能是菌体对Cd固定的机制,也是其吸附Cd的重要原因。

傅里叶-红外光谱分析官能团变化发现,与无Cd处理相比,吸附Cd后 $659\text{ cm}^{-1}$ 处吸收峰变宽变强、 $548\text{ cm}^{-1}$ 处吸收峰变强,这可能是因为高浓度Cd毒性较强且造成胞内外渗透压差异过大,破坏了细胞结构,使细胞暴露出更多活性基团<sup>[30]</sup>。随着Cd浓度提高,Cd与—OH、—NH、细胞膜磷脂脂肪酸中的一CH、蛋白质酰胺Ⅱ带、肽链中—CH、蛋白质酰胺Ⅲ带或肽链末端羧基—C=O、脂质和多糖的—P=O、磷酸基团P=O、P—OH、 $\text{PO}_4^{3-}$ 以及胺基中的一C—N—的作用增强,使代表这些基团的吸收峰强度逐渐减弱,说明Cd浓度的提高增强了多种官能团对Cd的吸附作用,这与前人研究结果一致<sup>[29-32]</sup>。

目前微生物对Cd固持机制主要有胞外吸附、胞内富集、沉淀、诱导矿化等<sup>[18,29,33]</sup>。与胞外吸附和胞内富集作用相比,沉淀和诱导矿化作用形成的化合物较稳定<sup>[34]</sup>。部分微生物利用其表面的一些特殊的蛋白质、官能团或其代谢过程产生的分泌物对重金属离子产生螯合作用或诱导产生固相矿物、沉淀,以降低其生物毒性<sup>[19,35-36]</sup>。前人研究表明,微生物对重金属的固持可能是一种复杂的、多种反应共同作用的过程<sup>[37]</sup>。菌株分泌物以及细胞表面官能团在降低重金属迁移性方面发挥着重要的作用。GUPTA等<sup>[38]</sup>研究表明枯草芽孢杆菌螯合的Pb中有8.5%通过物理作

用固定在细胞壁,9.7%与细胞表面的官能团络合或在细胞表面沉淀。杨磷东<sup>[36]</sup>研究表明,菌I对Cd固定部位以胞外为主,胞内和细胞膜部位仅占22.09%和2.01%。菌体表面参与Cd吸附固定的有P—OH、R—OH、COOH、仲酰胺等基团,X射线光电子能谱分析发现菌体表面存在Cd(OH)<sub>2</sub>沉淀。目前关于*Delftia*对Cd固持机制的研究较少,李杨等<sup>[4]</sup>研究表明,*Delftia*菌体表面的羧基和氨基参与Cd和As的络合反应。本研究发现,分离出的菌株M6对Cd具有较好的吸附效果,其对Cd的固持以胞外固定为主,固持机制包括胞内积累、胞外吸附和胞外沉淀,菌体表面可能存在Cd(OH)<sub>2</sub>和CdCO<sub>3</sub>沉淀。

## 4 结论

(1)从重度Cd污染土壤中分离筛选出1株对液体培养基中Cd吸附效果最佳的菌株,命名为M6,经鉴定为*Delftia* sp.。其最佳吸附条件为温度35℃、pH=7、培养时间48 h,初始Cd浓度为10 mg·L<sup>-1</sup>时吸附率最高,为71.8%。

(2)菌株M6能将部分Cd固持在细胞内,菌体表面的一OH、—NH、—CH、—C=O、—P=O、酰胺基团、胺基及磷酸基团等参与了Cd的胞外吸附过程,部分Cd在菌体表面的形态可能是Cd(OH)<sub>2</sub>和CdCO<sub>3</sub>。

## 参考文献:

- [1] 刘玉玲,铁柏清,李园星露,等.耐镉细菌的分离及其对土壤中镉的形态影响[J].农业环境科学学报,2018,37(2):250-258. LIU Y L, TIE B Q, LI Y X L, et al. Isolation of a Cd-resistant bacterium and its effect on the speciation of Cd in soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(2):250-258.
- [2] 陈亚奎,徐粲然,朱启法,等.粘质沙雷氏菌HB-4吸附重金属镉的机制[J].化工学报,2017,68(4):1574-1581. CHEN Y K, XU C R, ZHU Q F, et al. Cadmium adsorption mechanism of *Serratia marcescens* HB-4[J]. *CIESC Journal*, 2017, 68(4):1574-1581.
- [3] 赵越,姚俊,王齐天,等.碳酸盐矿化菌的筛选与其吸附和矿化Cd<sup>2+</sup>的特性[J].中国环境科学,2016,36(12):3800-3806. ZHAO Y, YAO J, WANG Q T, 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.
- [4] 李杨,周丽,杜辉辉,等.Cd(Ⅱ)与As(V)在一株土壤细菌*Delftia* sp.上的共吸附研究[J].土壤,2020,52(5):935-940. LI Y, ZHOU L, DU H H, et al. Co-adsorption of Cd(Ⅱ) and As(V) to soil bacterium *Delftia* sp.[J]. *Soil*, 2020, 52(5):935-940.
- [5] CHAKRAVARTY R, BANERJEE P C. Mechanism of cadmium binding on the cell wall of an acidophilic bacterium[J]. *Bioresource Technol-*

- ogy*, 2012, 108:176-183.
- [6] 文雅,冷艳,李师翁.微生物重金属耐受性及其机制的研究进展[J].环境科学与技术,2020,43(9):79-86. WEN Y, LENG Y, LI S W. Research progress on microbial tolerance to heavy metals and its mechanisms[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 43(9):79-86.
- [7] SHABNAM N, AHN Y, MAKACHEV A, et al. Application of red-mud based ceramic media for phosphate uptake from water and evaluation of their effects on growth of *Iris latifolia* seedling[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 688:724-731.
- [8] 孙尚琛,陈吉祥,王永刚,等.嗜根寡养单胞菌(*Stenotrophomonas rhizophila*)JC1重金属抗性及其解毒蛋白生物信息学分析[J].安全与环境学报,2021,21(4):1788-1796. SUN S C, CHEN J X, WANG Y G, et al. Analysis for the heavy metal resistance strength and the bioinformatics of the detoxifying proteins of *Stenotrophomonas rhizophila* JC1[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2021, 21(4):1788-1796.
- [9] 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. DF3-1 to cadmium[J]. *Chinese Journal of Tropical Crops*, 2022, 43(3):589-596.
- [10] 劳昌玲,罗立强,沈亚婷,等.微生物与重金属相互作用过程与机制研究进展[J].环境科学研究,2020,33(8):1929-1937. LAO C L, LUO L Q, SHEN Y T, et al. Progress in the study of interaction process and mechanism between microorganism and heavy metal[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2020, 33(8):1929-1937.
- [11] 徐韶足,张美丽,秦俊梅,等.镉抗性细菌的筛选及其生物矿化硫化镉去除溶液中的镉离子[J].农业环境科学学报,2021,40(6):1289-1296. XU S Z, ZHANG M L, QIN J M, et al. Screening of Cd(Ⅱ)-resistant bacteria and its biomineralization of cadmium sulfide to remove cadmium ions in solution[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(6):1289-1296.
- [12] WEN A, FEGAN M, HAYWARD C, et al. Phylogenetic relationships among members of the *Comamonadaceae*, and description of *Delftia acidovorans*(den Dooren de Jong 1926 and Tamaoka et al. 1987) gen. nov., comb. nov.[J]. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 1999, 49(2):567-576.
- [13] 刘玉玲,彭鸥,铁柏清,等.*Delftia* sp. B9对镉胁迫下水稻种子萌发及幼苗镉积累的影响[J].农业环境科学学报,2019,38(8):1855-1863. LIU Y L, PENG O, TIE B Q, et al. Effects of *Delftia* sp. B9 on rice seed germination and cadmium accumulation in rice seedlings under Cd stress[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(8):1855-1863.
- [14] LIU Y L, TIE B Q, LI Y X L, et al. Inoculation of soil with cadmium-resistant bacterium *Delftia* sp. B9 reduces cadmium accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) grains[J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 2018, 163(15):223-229.
- [15] AMER A, KIM Y. Isolation of Pb(Ⅱ)-reducing bacteria and demonstration of biological Pb(Ⅱ) reduction to metallic Pb[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 423:126975.
- [16] BISWAS R, VIVEKANAND V, SAHA A, et al. Arsenite oxidation by a facultative chemolithotrophic *Delftia* spp. BAS29 for its potential ap-

- plication in groundwater arsenic bioremediation[J]. *International Biodegradation & Biodegradation*, 2019, 136:55–62.
- [17] LI G, ZHOU S, REN H Y, et al. Extracellular biomineralization of gold by *Delftia tsuruhatensis* GX-3 isolated from heavy metal contaminated paddy soil[J]. *ACS Earth and Space Chemistry*, 2018, 2(12): 1294–1300.
- [18] 喻涌泉, 黄魏魏, 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.
- [19] 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.
- [20] JI X W, WAN J, WANG X D, et al. Mixed bacteria-loaded biochar for the immobilization of arsenic, lead, and cadmium in a polluted soil system: Effects and mechanisms[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 811(10): 152112.
- [21] SUN R X, WANG L, HUANG R, et al. Cadmium resistance mechanisms of a functional strain *Enterobacter* sp. DNB-S2, isolated from black soil in northeast China[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 263(14): 114612.
- [22] LIU L, FAN S S. Removal of cadmium in aqueous solution using wheat straw biochar: Effect of minerals and mechanism[J]. *Environmental Science & Pollution Research*, 2018, 25: 8688–8700.
- [23] LI F, ZHENG Y, TIAN J, et al. *Cupriavidus* sp. strain Cd02-mediated pH increase favoring bioprecipitation of Cd<sup>2+</sup> in medium and reduction of cadmium bioavailability in paddy soil[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 184(30): 109655.
- [24] 常明, 周顺桂, 孙启宏, 等. 城市污泥中重金属镉对苏云金杆菌发酵的影响机制[J]. *生态环境学报*, 2012, 21(3): 524–530. CHANG M, ZHOU S G, SUN Q H, et al. Effect mechanism of cadmium in municipal sludge on fermentation of *Bacillus thuringiensis*[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2012, 21(3): 524–530.
- [25] ZHANG F, WANG X, YIN D X, et al. Efficiency and mechanisms of Cd removal from aqueous solution by biochar derived from water hyacinth (*Eichornia crassipes*) [J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, 153(15): 68–73.
- [26] 田爽, 田方方, 王晓萍. 4株苯磺隆降解菌的分离鉴定及其生长特性[J]. *农业资源与环境学报*, 2014, 31(5): 437–445. TIAN S, TIAN F F, WANG X P. Isolation, identification and growth characteristics of four tribenuron-methyl degrading bacteria[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2014, 31(5): 437–445.
- [27] 张旭辉, 孙斌, 魏志敏, 等. 2株耐镉微生物的筛选及其对镉的吸附钝化差异机制[J]. *南京农业大学学报*, 2019, 42(5): 869–876. ZHANG X H, SUN B, WEI Z M, et al. Screening of two cadmium tolerant microorganisms and their differences in adsorption and immobilization of cadmium[J]. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2019, 42(5): 869–876.
- [28] 郑晓丹. 变形假单胞菌吸附镉的机制及其吸附条件的研究[D]. 福州: 福建师范大学, 2010. ZHENG X D. Research on the mechanism and the conditions of cadmium(II) adsorbed by *Pseudomonas plecoglossicida*[D]. Fuzhou: Fujian Normal University, 2010.
- [29] 林晓燕, 牟仁祥, 曹赵云, 等. 耐镉细菌菌株的分离及其吸附镉机理研究[J]. *农业环境科学学报*, 2015, 12(9): 1700–1706. LIN X Y, MU R X, CAO Z Y, et al. Isolation and cadmium adsorption mechanisms of cadmium-resistant bacteria strains[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 12(9): 1700–1706.
- [30] 邵鑫, 孙凯, 熊婧, 等. 耐镉乳酸菌对重金属镉的吸附机制[J]. *食品与发酵工业*, 2017, 43(3): 52–57. SHAO X, SUN K, XIONG J, et al. Adsorption mechanism of cadmium by cadmium-tolerant lactic acid bacteria[J]. *Food and Fermentation Industries*, 2017, 43(3): 52–57.
- [31] 刘爱民, 黄为一. 应用红外方法探讨耐镉菌株高积累Cd<sup>2+</sup>的机理[J]. *环境科学学报*, 2005, 25(11): 1502–1506. LIU A M, HUANG W Y. Research on high accumulating Cd<sup>2+</sup> mechanism of a tolerant-Cd<sup>2+</sup> strain by infrared spectroscopy analysis[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2005, 25(11): 1502–1506.
- [32] GERBINO E, MOBILI P, TYMCZYSZYŃ E, et al. FTIR spectroscopy structural analysis of the interaction between *Lactobacillus kefir* S-layers and metal ions[J]. *Journal of Molecular Structure*, 2011, 987(1/2/3): 186–192.
- [33] 刘红娟, 党志, 张慧, 等. 蜡状芽孢杆菌抗重金属性能及对镉的累积[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(1): 25–29. LIU H J, DANG Z, ZHANG H, et al. Characterization of heavy metal resistance and Cd-accumulation on a *Bacillus cereus* strain[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(1): 25–29.
- [34] 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<sup>2+</sup>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.
- [35] ZHAO X, DO H T, ZHOU Y, et al. *Rahnella* sp. LRP3 induces phosphate precipitation of Cu(II) and its role in copper-contaminated soil remediation[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, 368(15): 133–140.
- [36] 杨礴东. 耐Cd优势菌的筛选及其去除废水中Cd<sup>2+</sup>的特性研究[D]. 湘潭: 湘潭大学, 2015. YANG B D. Isolation of dominant bacteria and their characteristics in the wastewater treatment including heavy metal Cd<sup>2+</sup>[D]. Xiangtan: Xiangtan University, 2015.
- [37] 池耀威, 王晓雅, 初少华, 等. 耐镉促生根瘤菌的鉴定及其对镉的吸附特性[J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(4): 791–800. CHI Y W, WANG X Y, CHU S H, et al. Identification of a cadmium-tolerant and growth-promoting rhizobium strain and characterization of its adsorption properties for cadmium[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(4): 791–800.
- [38] GUPTA A, JOIA J, SOOD A, et al. Microbes as potential tool for remediation of heavy metals: A review[J]. *Journal of Microbial & Biotechnological Technology*, 2016, 8(4): 364–372.

(责任编辑:叶飞)