

硫酸盐还原菌还原U(VI)的影响因素与机制

谢水波¹, 王水云¹, 张浩江², 刘迎九¹, 王劲松³

(1. 南华大学污染控制与资源化技术湖南省重点实验室, 衡阳 421001; 2. 湖南大学土木工程学院, 长沙 410012; 3. 南华大学环境保护研究所, 衡阳 421001)

摘要:在厌氧环境下, 改变温度、U(VI)的初始浓度、pH值、共存离子等因素, 进行硫酸盐还原菌(SRB)还原U(VI)试验, 以了解其特性. 结果表明, SRB的最佳还原条件为温度 35℃、pH值 7.0、U(VI)初始浓度 25 mg·L⁻¹. SRB的最大还原能力为 179.1 mg·g⁻¹. 共存离子Mo(VI)或Ca²⁺初始浓度小于或等于 5 g·L⁻¹时, 对SRB还原U(VI)影响不大; 但当其浓度达到 20 g·L⁻¹时, 它们对SRB还原U(VI)均具有很强的抑制作用. Mo(VI)对SRB的抑制主要是生理抑制, Ca²⁺是通过和U(VI)形成稳定的Ca-UO₂-CO₃络合物竞争抑制. 试验结果还表明, Ca²⁺浓度低于 5 g·L⁻¹时未出现停滞期, 但其浓度超过 20 g·L⁻¹时出现了1 d的停滞期.

关键词: SRB; 铀; Mo(VI); Ca²⁺; 抑制机制

中图分类号: X771 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)07-1962-06

Efficiency and Mechanism on Reduction of U(VI) by Sulfate Reducing Bacteria

XIE Shui-bo¹, WANG Shui-yun¹, ZHANG Hao-jiang², LIU Ying-jiu¹, WANG Jin-song³

(1. Hunan Province Key Laboratory of Pollution Control and Resources Reuse Technology, University of South China, Hengyang 421001, China; 2. College of Civil Engineering, Hunan University, Changsha 410012, China; 3. Institute of Environment Protection, University of South China, Hengyang 421001, China)

Abstract: Under anaerobic conditions, the characteristics of sulfate reducing bacteria(SRB) were applied to reduce U(VI) under different temperature pH values, U(VI) concentrations and coexisting ions. The results showed that the optimum reduction condition was the temperature 35℃, pH 7.0 and U(VI) concentration 25 mg·L⁻¹. The maximum reduction capacity of SRB was 179.1 mg·g⁻¹. Mo(VI) or Ca²⁺ did not affect SRB on the reduction process of U(VI) under the concentration less than 5 g·L⁻¹, but they strongly inhibited the process under the concentration more than 20 g·L⁻¹. The main inhibition of Mo(VI) was physiological inhibition and the inhibition of Ca²⁺ was competitive inhibition through the stable complex formation, Ca-UO₂-CO₃. The results also showed that lag phase did not appear on the concentration of Ca²⁺ less than 5 g·L⁻¹, but the lag phase of 24 hours appeared on the concentration of Ca²⁺ more than 20 g·L⁻¹.

Key words: sulfate-reducing bacteria(SRB); uranium; Mo(VI); Ca²⁺; inhibitory mechanism

铀矿冶中产生的含铀放射性废水对环境构成严重威胁, 在发展中国家已经较为严重^[1]. 水中的U(VI)主要以溶解性[UO₂]²⁺形式存在, 易于迁移, 并通过食物链积聚, 破坏生物及人类的正常生理活动甚至危及生命^[2,3]. 传统的处理方法如石灰中和法、化学沉淀法^[4]、离子交换法、吸附法、反渗透^[5]、氧化还原法等, 其共同不足是处理成本高, 泥浆量大. 国内外科技工作者一直在寻求高效低耗、能有效控制铀进一步迁移和扩散的修复方法^[6-8].

研究表明, SRB是一种能还原沉淀U(VI)、阻止放射性铀迁移和扩散的普遍存在的微生物, 因而引起了研究者的广泛兴趣^[9-11]. 通过投加人工选育的硫酸盐还原菌可以将溶解性的六价铀转化成难溶的四价铀, Cu²⁺、Cd³⁺、Zn²⁺和Pb²⁺等共存离子对硫酸盐还原菌的抑制作用很大, 其中Cu²⁺对硫酸盐还原菌的影响最大^[12]. 当Cu²⁺或Zn²⁺浓度很低时影响很小, 当其浓度分别达到15 mg/L和25 mg/L时, 反应过

程会因重金属的生物毒性作用受到完全抑制. 在上述重金属离子浓度高达50 mg/L的条件下硫酸盐还原菌可以生长, 但随着离子浓度的增大, 还原速率将逐渐降低^[12].

影响SRB还原沉淀U(VI)的因素很多, 文献[13~16]报道了影响SRB还原性一些因素, 如pH值、Ca²⁺对SRB还原沉淀U(VI)的影响, 但都只停留在单因素水平上, 研究条件与我国铀矿冶生产的实际情况差距较大. 对SRB还原U(VI)的最佳条件缺乏研究, 尤其是对于铀矿冶废水中普遍存在Mo(VI)、Ca²⁺等离子情况下^[17], 对SRB的还原效能和机制缺乏深入研究. 本研究通过正交实验确定SRB的最佳还原条件, 考察分析共存离子Mo(VI)、

收稿日期: 2008-08-02; 修订日期: 2008-11-14

基金项目: 国家自然科学基金项目(10775065, 10475038)

作者简介: 谢水波(1964~), 男, 博士, 教授, 主要研究方向为水处理理论与技术, E-mail: Xiesbmr@263.net

Ca²⁺ 对 SRB 还原 U(VI) 的影响, 探讨 SRB 还原效能和机制, 以为开发地下水铀污染生物修复技术提供参考.

1 材料与方法

1.1 试验仪器与材料

主要仪器: 721 型分光光度计, 离心机 (LG10-2.4A), pH 计 (PHS-3C), 高压蒸汽灭菌锅, 生化培养箱.

试验菌种来源: 使用的 SRB 来自南华大学某下水道污泥中, 通过分离得到.

培养方法: 从南华大学某下水道中取出污泥, 置于塑料瓶中密封一段时间后, 瓶中充满了 H₂S 气体, 说明此污泥中存在 SRB 菌种^[18]. 实验时, 从贮样瓶中移取 10 mL 沉淀污泥, 置于 100 mL 培养基的锥形瓶中, 置于生化培养箱中恒温 (35℃) 培养 1 周. 锥形瓶底和壁上有黑色沉淀, 表明 SRB 在生长, 接种 10 mL 活性 SRB 放进另一个装有 100 mL 培养基的 150 mL 的锥形瓶中, 在生化培养箱中恒温 (35℃) 培养. 以同样的方法对 SRB 进行培养, 经过离心 (6 000 r·min⁻¹, 15 min), 用 NaHCO₃ 缓冲液冲洗 2 遍之后, 得到 SRB 混合菌种^[19].

培养基的配置: 乳酸钠 (1.0 mL·L⁻¹)、酵母浸膏 (0.25 mL·L⁻¹)、维生素 C (0.025 g·L⁻¹)、MgSO₄·7H₂O (0.05 g·L⁻¹)、K₂HPO₄ (0.002 5 g·L⁻¹)、NaCl (2.5 g·L⁻¹)、(NH₄)₂Fe(SO₄)₂·6H₂O (0.05 g·L⁻¹).

1.2 试验设计与分析方法

1.2.1 U(VI) 的分析方法

滤液中残留的 U(VI) 含量用三氧化钛滴定法分析, 按下式计算菌体对铀的还原率与还原量:

还原率 (%) = $\frac{c_i - c_j}{c_i} \times 100\%$ (1)

还原量 (mg·g⁻¹) = $(c_i - c_j)/c_b$ (2)

式中, c_i 和 c_j 分别为 U(VI) 的初始浓度和终点浓度 (mg·L⁻¹); c_b 为菌体浓度 (g·L⁻¹).

1.2.2 最佳还原条件的确定

由于影响 SRB 生长和还原 U(VI) 的因素较多, 试验重点考察了温度、pH、U(VI) 浓度对还原的影响. 通过正交实验, 以 U(VI) 去除率为控制目标, 确定最佳还原条件. 其因素-水平设置见表 1.

1.2.3 Mo(VI)、Ca²⁺ 对 SRB 还原 U(VI) 的影响

在 6 个 50 mL 血清瓶中加入不同浓度的 Na₂MoO₄、CaCl₂ 和 1 个空白对照的 50 mL 血清瓶, 接

种 10 mL SRB (菌浓度为 0.127 g·L⁻¹), 加入 5 mL 模拟的含 U(VI) 废水, 在设定 U(VI) 浓度 (25 mg·L⁻¹)、Mo(VI) 浓度 (5、10、15、20 g·L⁻¹)、Ca²⁺ 浓度 (5、20 g·L⁻¹) 和空白的情况下, 置于生化培养箱中进行恒温 (35℃) 培养, 定期取样、离心 (6 000 r·min⁻¹, 15 min), 上清液用微孔滤膜 (孔径 0.45 μm) 过滤, 测定滤液中剩余 U(VI) 的浓度.

表 1 因素-水平设置表

Table 1 Factors and levels of orthogonal experiment			
水平	因素		
	温度/℃	pH	U(VI) 初始浓度/mg·L ⁻¹
1	20	3.0	10
2	30	5.0	15
3	35	6.0	20
4	40	7.0	25
5	50	8.0	30

2 结果与分析

2.1 SRB 最佳条件正交试验结果

正交试验及其结果如表 2 所示. 可以看出, 在本试验中, 温度为其主要因素, 对 SRB 还原 U(VI) 产生的影响较大, 其次是 pH 值, U(VI) 浓度产生的影响较小. 根据 3 个因素不同水平下的均值, 可以确定 SRB 还原 U(VI) 的最佳条件: 温度为 35℃、pH 为 7.0、U(VI) 浓度为 25 mg·L⁻¹. 表 3 列出了正交试验的方差分析结果.

从表 3 可看出, 温度的 F 值大于 F_{0.05} 而小于 F_{0.01} 对 SRB 还原 U(VI) 的影响显著; pH 值、U(VI) 浓度的 F 值均小于 F_{0.05}, 影响均不显著.

2.2 优化条件下 SRB 的效能

根据正交分析得到的最佳条件进行试验, 图 1 为 SRB 在最佳条件下对 U(VI) 的还原试验结果.

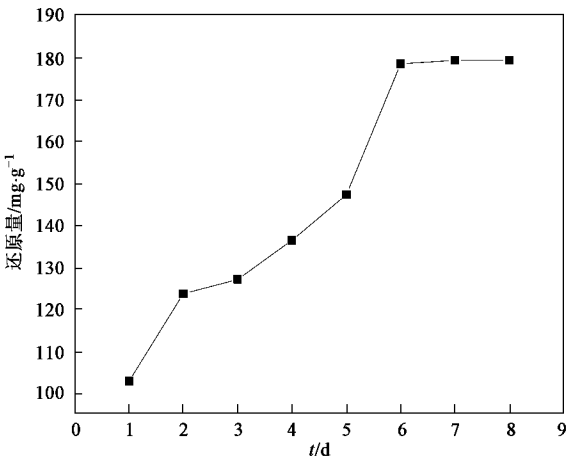


图 1 时间对 SRB 还原 U(VI) 的影响

Fig.1 Effect of contact time on reduction of U(VI) by SRB

表 2 还原条件正交试验结果

Table 2 Results of orthogonal experiment on reduction of U(VI)					
试验号	温度	pH	U(VI)初始浓度	空白	去除率/%
1	1	1	4	5	6.3
2	2	1	1	4	9.4
3	3	1	3	1	9.7
4	4	1	2	2	11.1
5	5	1	5	3	3.7
6	1	2	3	4	7.1
7	2	2	2	1	21.3
8	3	2	5	2	43.1
9	4	2	4	3	34.1
10	5	2	1	5	4.6
11	1	3	1	2	8.3
12	2	3	3	3	23.4
13	3	3	2	5	78.6
14	4	3	5	4	35.3
15	5	3	4	1	6.7
16	1	4	2	3	8.9
17	2	4	5	5	31.5
18	3	4	4	4	82.9
19	4	4	1	1	37.8
20	5	4	3	2	8.1
21	1	5	5	1	7.1
22	2	5	4	2	29.6
23	3	5	1	3	76.9
24	4	5	3	4	35.9
25	5	5	2	5	7.6
K ₁	7.54	8.04	27.40	16.52	
K ₂	23.04	22.04	25.50	20.04	
K ₃	58.24	30.46	16.84	29.40	
K ₄	30.84	33.84	31.92	34.12	
K ₅	6.14	31.42	24.14	25.72	
R	52.10	25.80	15.08	17.60	

SRB(以干重计)0.127 g·L⁻¹经过试验,可以将U(VI)从 25 mg·L⁻¹降到 2.25 mg·L⁻¹.处理效率达到 91%.

2.3 Mo(VI)对 SRB 还原U(VI)的影响

图 2 为不同浓度Mo(VI)共存时U(VI)浓度的变化情况.浓度在 0~5 g·L⁻¹ Mo(VI)对 SRB 的还原性影响不大,还原速度较快,1 d 后U(VI)去除率达到

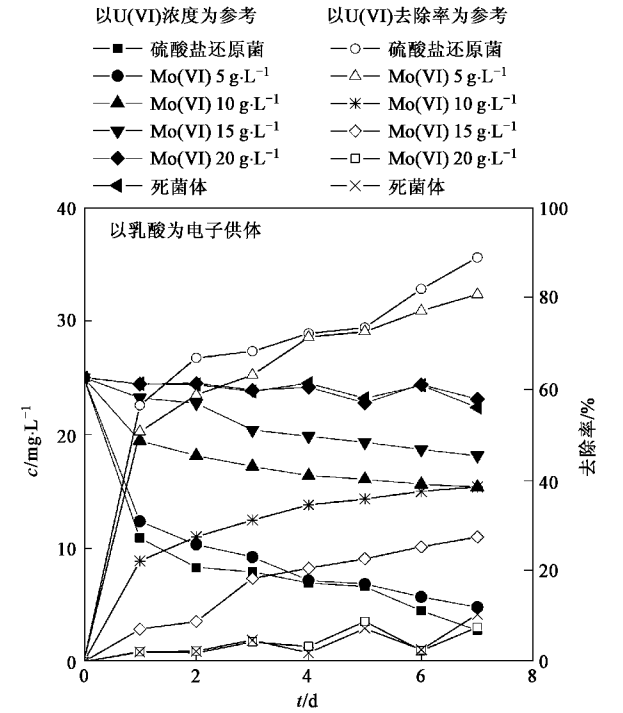


图 2 Mo(VI)对 SRB 还原 U(VI)的影响
Fig.2 Effect of Mo(VI) on reduction of U(VI) by SRB

表 3 方差分析表
Table 3 Variance analysis

因素	偏差平方和	自由度	方差估计值	F 值	F _{0.01}	F _{0.05}	显著性
温度	9 016.34	4	2 254.09	9.04	15.98	6.39	*
pH	2 227.24	4	556.81	2.23	15.98	6.39	
U(VI)初始浓度	605.47	4	151.37	0.61	15.98	6.39	
误差	997.18	4	249.30				
总和	13 010.05	16					

66%, 7 d 的达到 89%;当Mo(VI)浓度为 10 g·L⁻¹时,它对 SRB 还原性具有抑制作用,7 d 的去除率才达到 40%;Mo(VI)浓度增加,对 SRB 还原性的抑制作用增大,当其达到 20 g·L⁻¹时,曲线变得比较平缓,说明 SRB 还原性完全被抑制.表明 Mo(VI)对 SRB 还原U(VI)的抑制作用显著.

2.4 Ca²⁺对 SRB 还原U(VI)的影响

图 3 为不同浓度 Ca²⁺共存时对 SRB 还原去除

U(VI)的结果.空白时 SRB 还原U(VI)的速度很快,其还原曲线较陡;初始 Ca²⁺浓度为 5 g·L⁻¹和 20 g·L⁻¹的 2 条曲线比较缓和,且初始 Ca²⁺浓度为 20 g·L⁻¹时出现了 1 d 的停滞期.随着 Ca²⁺浓度的增加,SRB 还原U(VI)被抑制的程度加强.

3 讨论

3.1 Mo(VI)抑制 SRB 还原U(VI)的机制

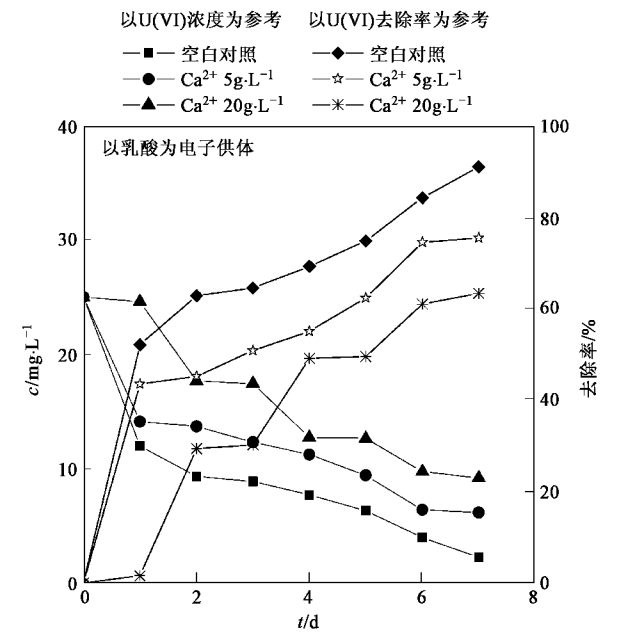


图 3 Ca²⁺ 对 SRB 还原 U(VI) 的影响

Fig.3 Effect of Ca²⁺ on reduction of U(VI) by SRB

从图 2 可知, Mo(VI)对 SRB 还原 U(VI)具有抑制作用,随着 Mo(VI)浓度的增加,抑制作用同步增大,当其达到 20 g·L⁻¹时,SRB 的还原性被完全抑制.图 4 为 SRB 的代谢过程,可以看出,产生抑制作用的机制可能是: Mo(VI)和乳酸产生络合反应,乳酸丧失电子供体作用,致使整个还原过程中无电子传递而中断; Mo(VI)消耗了 SRB 细胞释放的 ATP,酶失去活性,代谢活动缓慢,产生生理抑制; Mo(VI)和 U(VI)形成络合物(Mo-U),阻止 SRB 还原 U(VI).

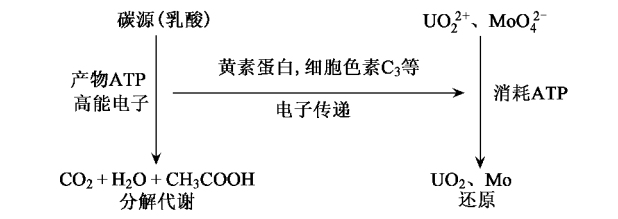


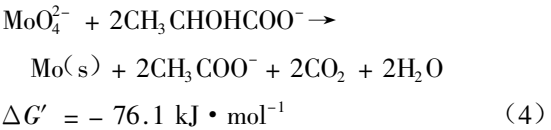
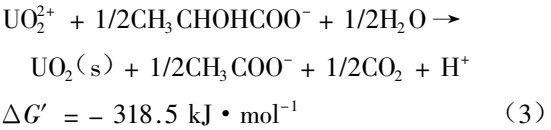
图 4 SRB 的分解代谢过程

Fig.4 Metabolism and decomposition of SRB

文献[20]报道了 SRB 去除 U(VI)的 3 种途径: 细胞表面位点吸附 U(VI); 和底物 SO₄²⁻产生 H₂S 还原 U(VI); 以 U(VI)作为电子受体酶促异化还原 U(VI).从图 2 可知,热致死 SRB 处理 U(VI)的曲线比较平缓,表明 SRB 吸附性能弱, U(VI)的去除主要是通过还原和酶促异化还原 2 种途径.当共存 Mo(VI)的浓度为 0 ~ 5 g·L⁻¹时,SRB 还原 U(VI)的试验过程中, Mo(VI)和 U(VI)均被还原.结果见表 4.

表 4 Mo(VI)的去除情况			
Table 4 Removal situation on Mo(VI)			
初始 U(VI) 浓度/mg·L ⁻¹	初始 Mo(VI) 浓度/g·L ⁻¹	终点 Mo(VI) 浓度/g·L ⁻¹	Mo(VI)的平均去除率/%
24.85 ± 0.37	1.05 ± 0.05	< 0.02	~ 100
25.22 ± 0.43	1.99 ± 0.11	0.28 ± 0.07	85.5
25.82 ± 0.80	3.15 ± 0.09	1.05 ± 0.23	65.1
24.84 ± 0.73	4.03 ± 0.07	2.17 ± 0.36	45.7
24.88 ± 0.26	4.98 ± 0.17	3.13 ± 0.75	37.4

由表 4 可知, SRB 还原 U(VI)的过程中伴随有 Mo(VI)的还原.表明这 2 个过程同时发生在不同的酶系统, Mo(VI)还原发生在细胞质膜, U(VI)还原发生在细胞周质间隙^[21]. 下面为 Mo(VI)和 U(VI)以乳酸为电子供体的还原方程:



从上述两方程式中的自由标准能(ΔG')可知: U(VI)还原提供的自由能是 Mo(VI)的 4 倍多,表明 U(VI)较 Mo(VI)竞争乳酸电子供体有很大优势, Mo(VI)竞争乳酸抑制 SRB 还原 U(VI)现象不存在.

为了进一步证实 SRB 的还原机制,引入 Cr(VI)共存离子.铬是常见的重金属,含量过高,对生物和人都有害.在保证 SRB 正常新陈代谢情况下,与不同浓度 Mo(VI)共存时进行了实验,结果如图 5 所示.可以看出, Mo(VI)对 SRB 还原 Cr(VI)具有抑制作用,随着 Mo(VI)浓度的增加,对 SRB 的抑制作用增大,在 Mo(VI)浓度为 10 g·L⁻¹时 Cr(VI)的去除率仅为 41%.比较图 2 和图 5 可知, Mo(VI)对 SRB 还原 U(VI)、Cr(VI)都存在抑制作用,由此可以推测, Mo(VI)对 SRB 的抑制是对 SRB 本身的生理抑制.

SRB 为一种常见微生物,其生长也符合微生物的生长规律,生长曲线如图 6 所示.空白时的 SRB 在 3.5 d 内 SRB 的微生物数量呈几何级数增加,3.5 d 时微生物的总数达到最大.当初始 Mo(VI)浓度为 10 g·L⁻¹时其生长受到抑制,生长 4 d 达到最高点,其最高值远远小于空白时的最高值,表明 Mo(VI)对 SRB 还原 U(VI)的抑制是对 SRB 本身的生理抑制.

3.2 Ca²⁺ 抑制 SRB 还原 U(VI)的机制

从图 3 可知, Ca²⁺ 对 SRB 还原 U(VI)具有抑制作用,随着 Ca²⁺ 浓度的增加,SRB 还原 U(VI)的抑制作用增强.抑制的可能机制是: Ca²⁺ 和乳酸形成络合

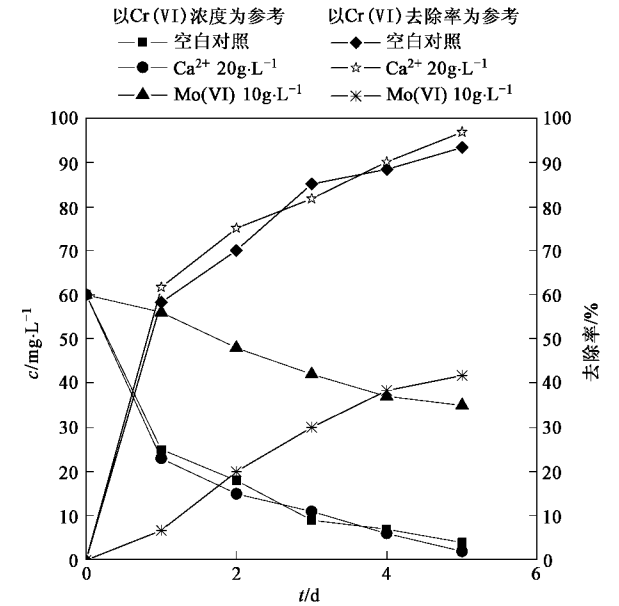


图 5 Mo(VI)、Ca²⁺ 对 SRB 还原Cr(VI)的影响
Fig.5 Effect of Mo(VI), Ca²⁺ on reduction of Cr(VI) by SRB

物,致使 SRB 还原U(VI)的过程失去电子供体;Ca²⁺ 占据 SRB 细胞上的位点,形成 Ca-细胞络合物抑制 SRB 还原U(VI);Ca²⁺ 和U(VI)形成络合物,抑制 SRB 还原U(VI)。

Brooks 等^[22]以 H₂ 为电子供体进行 SRB 还原 U(VI)试验,其结果和以乳酸作为电子供体进行 SRB 还原试验差不多,结果证明:Ca²⁺ 和乳酸形成络合物抑制 SRB 还原U(VI)的过程不存在.由图 5 可知,空

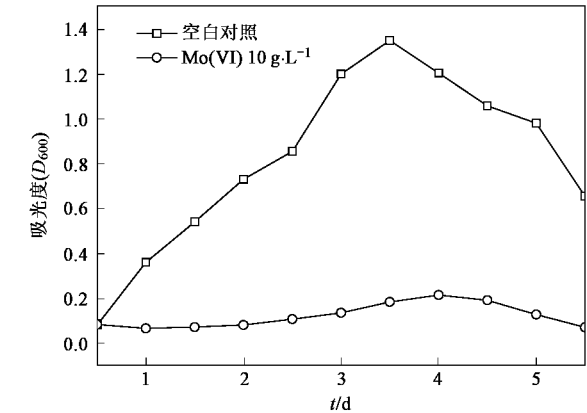


图 6 SRB 的生长曲线
Fig.6 Growth curve of SRB

白时,Cr(VI)的去除率为 93.3%;当有 Ca²⁺ 共存时,Cr(VI)的去除率为 96%.表明 Ca²⁺ 对 SRB 还原 Cr(VI)影响不大,即 Ca²⁺ 占据 SRB 细胞上的位点,形成 Ca-细胞络合物抑制 SRB 还原U(VI)在反应中不形成主导.比较图 5 和图 3 的试验结果,Ca²⁺ 只对 SRB 还原U(VI)产生抑制,对还原Cr(VI)抑制作用可忽略,说明 Ca²⁺ 抑制 SRB 还原U(VI)的机制为 Ca²⁺ 和U(VI)形成络合物而抑制 SRB 还原U(VI)。

Grenthe 等^[23]用平衡模型测出在不同 Ca²⁺ 浓度下,地下废水中含 U 络合物占总 U 的质量分数.其结果见表 5.

从表 5 可知,空白时 UO₂(CO₃)₃⁴⁻ 和 UO₂(CO₃)₂²⁻

表 5 各络合物的质量分数/%
Table 5 Mass fraction of different complexes/%

Ca ²⁺ /mmol·L ⁻¹	UO ₂ (CO ₃) ₃ ⁴⁻	UO ₂ (CO ₃) ₂ ²⁻	Ca ₂ UO ₂ (CO ₃) ₃	CaUO ₂ (CO ₃) ₃ ⁻
空白	76.8	23.2	0	0
0.005	34.4	10.2	51.0	4.4
0.025	0.7	0.2	98.3	0.8

在溶液中占主要成分,当存在 Ca²⁺ 时 Ca₂UO₂(CO₃)₃ 在溶液中占主要成分.表明 Ca²⁺ 能和U(VI)、CO₃²⁻ 形成稳定的络合物.这证明抑制 SRB 还原U(VI)是因为 Ca²⁺ 和U(VI)形成稳定的 Ca-UO₂-CO₃ 络合物,和前面分析的结果一致。

4 结论

(1)SRB 还原U(VI)正交试验表明,最佳条件为温度 35℃,pH 值 7.0,U(VI)浓度 25 mg·L⁻¹,温度是主要影响因素.在最佳还原条件下 SRB 的最大还原能力达 179.1 mg·g⁻¹.

(2)Mo(VI)对 SRB 还原U(VI)的抑制是对 SRB

本身的生理抑制.随着 Mo(VI)浓度的增加,消耗 SRB 细胞释放的 ATP 增加,代谢活动变慢,对 SRB 的还原性抑制作用加强.当 Mo(VI)的浓度达到 20 g·L⁻¹时,SRB 的还原性受到完全抑制. Ca²⁺ 对 SRB 还原U(VI)的抑制是形成 Ca-UO₂-CO₃ 络合物的竞争抑制.随着 Ca²⁺ 浓度的增加,U(VI)形成的络合物量增大,供 SRB 还原的剩余U(VI)减少,抑制作用增强.当 Ca²⁺ 浓度达到 20 g·L⁻¹ 时,存在 1 d 的停滞期。

参考文献:

[1] 王建龙.生物固定化技术与水污染控制[M].北京:科学出版社,2002.294-295.

- [2] Gorby Y A, Lovley D R. Enzymatic Uranium Precipitation[J]. Environmental Science and Technology, 1992, **26**(1): 205-207.
- [3] Lovley D R, Phillips E J P. Reduction of uranium by *Desulfovibrio desulfuricans*[J]. Applied and Environmental Microbiology, 1992, **58**(3): 850-856.
- [4] 张玉梅. 含镉废水处理的试验研究[J]. 环境工程, 1995, **13**(1): 15-20.
- [5] 唐志坚, 张平, 左社强, 等. 低浓度含铀废水处理技术的研究进展[J]. 工业用水与废水, 2003, **34**(4): 9-12.
- [6] Holmes D E, Finneran K T, O'Neil R A, *et al.* Enrichment of Members of Family Geobacteraceae Associated with Stimulation of Dissimilatory Metal Reduction in Uranium-Contaminated Aquifer Sediments[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2002, **68**(5): 2300-2306.
- [7] Elias D A, Suflita J M, McInerney M J, *et al.* Periplasmic Cytochrome c3 of *Desulfovibrio vulgaris* Is Directly Involved in H₂-Mediated Metal but Not Sulfate Reduction [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2004, **70**(1): 413-420.
- [8] Nadia N N, Sherry L D, Lainie P, *et al.* Change in Bacterial Community Structure during *In Situ* Biostimulation of Subsurface Sediment Contaminated with Uranium and Nitrate[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2004, **70**(8): 4911-4920.
- [9] Finneran K T, Anderson R T, Nevin K P, *et al.* Potential for bioremediation of uranium-contaminated aquifers with microbial U(VI) reduction [J]. Soil and Sediment Contamination, 2002, **11**(3): 339-357.
- [10] Yohey S, Shelly D K, Kenneth M K, *et al.* Direct Microbial Reduction and Subsequent Preservation of Uranium in Natural Near-Surface Sediment[J]. Applied and Environmental microbiology, 2005, **71**(4): 1790-1797.
- [11] Bender J, Duff M C, Phillips P, *et al.* Bioremediation and Bioreduction of Dissolved U(VI) by Microbial Mat Consortium Supported on Silica Gel Particles [J]. Environmental Science and Technology, 2000, **34**(15): 3235-3241.
- [12] 谢水波. 铀尾矿(库)铀污染控制的生物与化学综合截留技术[D]. 北京: 清华大学, 2007.
- [13] Phillips E J P, Landa E R, Lovley D R J. Remediation of uranium contaminated soils with bicarbonate extraction and microbial U(VI) reduction [J]. Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology, 1995, **34**(14): 203-207.
- [14] Wielinga B, Bostick B, Hansel C M, *et al.* Inhibition of Bacterially Promoted Uranium Reduction: Ferric (Hydr) oxides as Competitive Electron Acceptors [J]. Environmental Science and Technology, 2000, **34**(11): 2190-2195.
- [15] Yi Z J, Tan K X, Tan A L, *et al.* Influence of environmental factors on reductive bioprecipitation of uranium by sulfate reducing bacteria [J]. International Biodeterioration and Biodegradation, 2007, **60**(4): 258-266.
- [16] Ganesh R, Robinson K G, Chu L, *et al.* Reductive Precipitation of Uranium by *Desulfovibrio desulfuricans*: Evaluation of Contaminant Effects and Selective Removal [J]. Water Research, 1999, **33**(16): 3447-3458.
- [17] 周丽彬, 孙立梅, 郑蓉. 铀钼共存体系中低浓度铀和钼的测定[J]. 湿法冶金, 2003, **22**(2): 106-111.
- [18] Ren N Q, Wang A J. Anaerobic Biological Technology[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2004. 93-146.
- [19] Li F L, Yu Z N, He S J. Experimental Technology of Agricultural Microbiology[M]. Beijing: China Agricultural Press, 1996. 178-181.
- [20] Beyenal H, Rajesh K S, Brent M P, *et al.* Uranium Immobilization by Sulfate-Reducing Biofilms [J]. Environmental Science and Technology, 2004, **38**(7): 2067-2074.
- [21] Lovley D R, Widman P K, Woodward J C, *et al.* Reduction of uranium by cytochrome c3 of *Desulfovibrio vulgaris* [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1993, **59**(11): 3572-3576.
- [22] Brooks S C, Fredrickson J K, Carroll S L, *et al.* Inhibition of Bacterial U(VI) Reduction by Calcium [J]. Environmental Science and Technology, 2003, **37**(9): 1850-1858.
- [23] Grenthe I, Fuger J, Konings R J M, *et al.* Chemical Thermodynamics of Uranium [M]. North-Holland, Amsterdam: Elsevier Science Publication, 1992. 713-715.