

DOI: 10. 19431/j. cnki. 1673-0062. 2018. 04. 001

纤维单胞菌和单质铁协同作用处理含铀废水

周佳权¹, 谢水波^{1,2*}, 荣丽杉¹, 杨金辉¹, 刘迎九¹

(1. 南华大学 污染控制与资源化技术湖南省重点实验室, 湖南 衡阳 421001;

2. 南华大学 铀矿冶生物技术国防重点学科实验室, 湖南 衡阳 421001)

摘 要:在电子中介体蒽醌-2-磺酸钠(AQS)存在条件下,探讨了革兰氏阳性兼性厌氧菌(*Cellulomonas sp*)与单质铁(ZVI)协同作用处理水中 U(VI)的效果和相应机理.实验结果表明:在厌氧环境下,单质铁与纤维单胞菌去除 U(VI)存在明显的协同作用.AQS 存在条件下,在 24 h 内、pH 为 7、温度为 30 ℃时,ZVI 与纤维单胞菌协同作用,U(VI)去除率为 97.6%;在 ZVI 对照中,U(VI)去除率仅为 11.7%.在无细胞对照组中未观察到 U(VI)减少. Cu^{2+} 、 Ca^{2+} 等离子的共存对 U(VI)去除有明显的抑制作用,与其他离子相比, Mn^{2+} 、 Cr^{6+} 的抑制作用较小.SEM-EDS 分析表明,纤维单胞菌去除 U(VI)后表面形态发生了改变,菌体表面形成了较多不规则突起且菌体表面覆盖有铀沉淀物.XPS 结果表明:铀与纤维单胞菌相互作用后以 U(IV)和 U(VI)的混合物存在.通过 XPS 的峰面积计算,纤维单胞菌还原 U(VI)后,U(IV)和 U(VI)的含量分别为 61.9%和 38.1%,且溶液中的铀大部分是稳定的 UO_2 .

关键词:单质铁;U(VI)还原;纤维单胞菌;SEM-EDS 分析;XPS 分析

中图分类号:TL76 **文献标志码:**B **文章编号:**1673-0062(2018)04-0001-07

Treatment of Wastewater Containing Uranium by Synergistic Action of *Cellulomonas sp* and Zero-valent iron

ZHOU Jiaquan¹, XIE Shuibao^{1,2,*}, RONG Lishan¹, YANG Jinhui¹, LIU Yingjiu¹

(1. Hunan Provincial Key Laboratory of Pollution Control and Resources Technology, University of South China, Hengyang, Hunan 421001, China; 2. Key Discipline Laboratory for National Defense of Biotechnology in Uranium Mining and Hydrometallurgy, University of South China, Hengyang, Hunan 421001, China)

Abstract: In this study, the synergistic effect and its corresponding mechanism of gram-positive facultative anaerobic bacteria(*Cellulomonas sp*) and zero-valent iron(ZVI) has on the

收稿日期:2018-03-24

基金项目:国家自然科学基金项目(11475080);湖南省高校实验创新平台开放基金项目(16K075);南华大学研究生科研创新项目(2017XCX14)

作者简介:周佳权(1991-),男,硕士研究生,主要从事环境生物技术方面的研究.E-mail:851584219@qq.com. * 通信作者:谢水波(1964-),男,教授,博士,主要从事水处理理论与技术方面的研究.E-mail:xiesbmr@263.net

treatment of U(VI) in aqueous solution was studied in the presence of an electronic intermediate sodium arsenide-2-sulfonate(AQS).Experiments show that under anaerobic conditions, there is a significant synergistic effect of ZVI and *Cellulomonas* sp in the reduction of U(VI).Using AQS as an electron shuttle vector,*Cellulomonas* sp utilizes electron donors to efficiently reduce U(VI).Within 24 hours,when the pH was 7 and temperature was 30 °C,ZVI and *Cellulomonas* sp come into synergistic reaction,and the U(VI) removal rate was up to 97.6%,while in the ZVI control group,the U(VI) removal rate was only 11.7%.No U(VI) reduction was observed in the cell-free control group.The coexistence of Cu^{2+} and Ca^{2+} ions has obvious inhibitory effect on U(VI) reduction.Compared with other ions,the inhibition effect of Mn^{2+} and Cr^{6+} is much smaller.Scanning electron microscopy(SEM) and energy dispersive spectrometer(EDS) results showed that,after the *Cellulomonas* sp reduced the U(VI),the surface of *Cellulomonas* sp has changed,namely,there were many irregular protrusions formed on the surface of the bacteria and covered with uranium deposits.And the uranium element was deposited in the cells of the *Cellulomonas* sp.XPS results showed that after the interaction of uranium and *Cellulomonas* SP,they exist as a mixture of U(VI) and U(IV).Through the calculation of the peak area of XPS,the contents of U(IV) and U(VI) were 61.9% and 38.1% respectively after the interaction.And most of the uranium in the solution is stable UO_2 .

key words: zero-valent iron(ZVI);U(VI) reduction;*Cellulomonas* sp;SEM-EDS analysis;XPS analysis

0 引言

近年来,随着核工业的快速发展,地下水的铀污染问题越来越受到人们重视^[1-2].与传统的物化处理法相比,生物处理法因其环保廉价适应性好,已成为铀矿冶环境治理的研究热点.单质铁可以促进 U(VI)的生物还原^[3],纤维单胞菌可以促进铁的电化学腐蚀^[4],电子中介体 AQS 可以促进电子从胞内向胞外传递^[5].基于电子中介体介导,纤维单胞菌与单质铁协同的生物修复策略,前景广阔.

革兰氏阳性兼性厌氧菌(*Cellulomonas*)广泛存在于淡水沉积物、铀污染沉积物和垃圾填埋厂等环境中,可通过非生物沉淀或生物还原固定 U(VI)^[6],也能还原有毒有机物和其他金属(硝基芳烃、Cr(VI)、Fe(III))^[7].ZVI 已应用于地下水重金属污染的治理中,ZVI 介导的生物还原可以更快更好的实现 U(VI)还原.

本文首次将纤维单胞菌与电子供体(ZVI)和电子穿梭体 AQS 三者联合起来研究.在此过程中考察 U(VI)初始质量浓度,ZVI 投加量,共存离子等因素对 U(VI)去除的影响.这项研究进一步阐明了革兰氏阳性兼性厌氧菌(*Cellulomonas* sp)在

铀矿冶地下废水生物修复中的潜在作用.

1 材料和方法

1.1 微生物和培养条件

纤维单胞菌由中国海洋微生物菌种保藏管理中心提供(No.1A06815).基础培养基由 Yeast Extract 5 g/L,Tryptone 10 g/L,NaCl 10 g/L 组成.

图 1 为厌氧培养装置示意图,实验在 150 mL 的锥形瓶中进行,其中含有灭菌基础培养基,10.0 mmol/L 乳酸钠,20.0 mg/L U(VI)和 1.0 mmol/L AQS 组成的 100 mL 微生物培养基.通过 NaOH 或 HCl 调节基础培养基的 pH 值至 7.0.将纯氮气和二氧化碳($V(\text{N}_2):V(\text{CO}_2)=4:1$)通过细菌过滤器鼓入盛有培养基的锥形瓶中,充气 15 min 以除去瓶内的氧气.

在混合气体的保护下,将对数期菌种($OD_{600} \approx 1.20$)体积比为 2%的细菌悬浮液接种到上述培养基中,同时加入 1.0 g/L ZVI.最后,用丁基橡胶塞密封瓶口,并将细菌悬浮液在 30 °C 在定轨摇床上以 150 r/min 温育,所有实验均在前述实验条件下进行.另外,随后的对照与实验组一起温育.用注射器从采样管中定期提取具有相同体积的样品,并将混合气体再次冲入瓶中以保持厌氧条件.

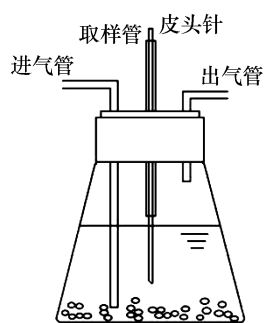


图 1 U(VI) 去除的培养装置

Fig.1 U(VI) removal culture device

1.2 在 AQS 存在情况下, *Cellulomonas sp* 与单质铁协同作用去除 U(VI)

用 U_3O_8 制备 1 000 mg/L 的铀储备液.铁粉,即取即用,由天津化学试剂厂提供.电子中介体蒽醌-2-磺酸钠(AQS) 1 mmol/L.使用 HCl 和 NaOH 调节铀溶液的 pH 值.

在以下条件下研究了 *Cellulomonas sp* 与单质铁协同作用去除 U(VI) 的影响因素:U(VI) 初始质量浓度为 5、10、20、30、40 mg/L,菌体剂量为 0.5、1.0、2.0、5.0 mL,单质铁(ZVI)剂量为 0、0.2、0.5、1.0、2.0 g/L. Cu^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Ca^{2+} 和 Cr^{6+} 等共存金属离子浓度为 2 mmol/L.

控制恒定变量,变换单一因素.每个实验组设三个平行实验,测试的平均值记录为试验结果.同一组的每个测试中均使用同一微生物,以确保实验数据的可比性.pH 值对 U(VI) 去除的影响实验中, pH=7 的时候纤维单胞菌对 U(VI) 去除效率较高.因此本实验初始 pH 值控制在 7.0.

1.3 扫描电子显微镜(SEM)和 X 射线能量色散谱(EDS)分析

用扫描电子显微镜(SEM)和 X 射线能量色散谱(EDS)分析铀处理前后 *Cellulomonas sp* 细胞的表面形态.将样品用 2.5% 戊二醛溶液固定 5 h,然后在酒精质量浓度梯度(30%、50%、70%、90% 和 100%)的溶液中各脱水 20 min.用乙酸戊二酯置换 15 min,离心后立即进行冷冻干燥处理.最后在 FEI Quanta-200 型环境扫描电子显微镜(美国)连同 Genesis 型能谱仪(美国)进行检测,在测试之前样品用 4 nm 的金颗粒溅射涂覆.

1.4 X 射线光电谱(XPS)分析

采用 X 射线光电谱(XPS)技术研究了铀和纤维单胞菌之间的相互作用机制,对 U(VI) 还原前后的纤维单胞菌细胞,通过美国 Thermo

VG 公司的 ESCALAB 250 型 X 射线光电谱仪进行 XPS 分析,射线源为单色 Al 的 $\text{K}\alpha$ ($h\nu = 1\,486.6\text{ eV}$),功率为 150 W,束斑直径 500 μm ,结合能通过 $\text{Cl s}284.8$ 校准.

2 结果与讨论

2.1 不同体系去除 U(VI) 的效果对比

腐殖质是环境中广泛存在的富含醌基、非均相的天然有机混合物,是土壤中的主要电活性物质,在环境微生物驱动的电子转移过程中有重要作用^[8],能有效促进纤维单胞菌对 U(VI) 的还原.据此,本研究设置了 6 个对照组.即:①无细胞组②菌体组③ZVI 组④菌体+ZVI 组⑤菌体+AQS 组⑥菌体+ZVI+AQS,结果如图 2 所示.

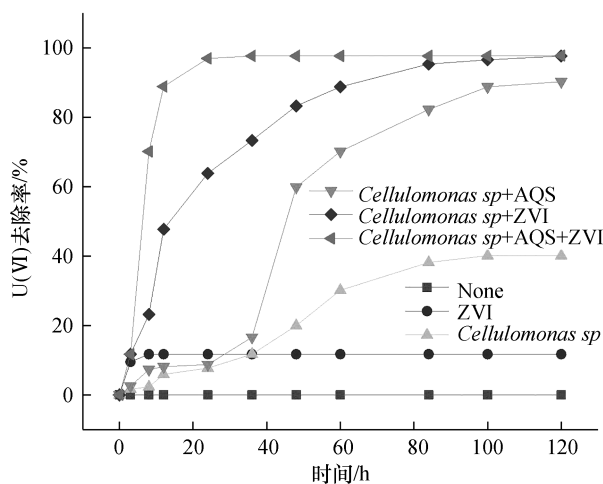


图 2 不同体系对 U(VI) 去除的影响

Fig.2 The effect of different systems on the removal rate of U(VI)

从图 2 可以看出,在无细胞对照中未观察到 U(VI) 去除,表明 U(VI) 去除是生物性的.ZVI 体系中,6 h 后 U(VI) 去除率为 9.5%,之后趋于稳定.这可能是由于 ZVI 腐蚀释放的 Fe^{2+} 容易生成 FeOOH 沉淀覆盖在其表面,阻碍了其进一步反应^[9].在菌体+ZVI 体系中,24 h 内 U(VI) 去除率 81.7%,比 ZVI 体系高了近 5 倍,比菌体体系提高了 8 倍多.菌体+ZVI 体系的 U(VI) 去除率明显高于两个单一体系的叠加,这表明了纤维单胞菌和单质铁存在协同作用.该协同作用可能是因为单质铁腐蚀释放的 H_2 可作为电子供体被 *Cellulomonas sp* 利用,从而减少了 FeOOH 沉淀的产生.菌体+ZVI+AQS 体系,24 h 内 U(VI) 去除率为 97.6%,明显高于其他体系,这证实了 AQS 条

件下,纤维单胞菌和单质铁协同可以增强 U(VI) 去除率.这种效应可能是由于 AQS 的添加加快了该体系的电子传输效率,加强了菌体与 ZVI 的协同作用.

2.2 铀初始质量浓度对 U(VI) 去除性能的影响

图 3 描述了不同浓度 U(VI) 对“菌体+ZVI+AQS”体系去除 U(VI) 过程的影响.由图可见,该体系对 U(VI) 的去除率与 U(VI) 质量浓度成正比.当 U(VI) 的初始质量浓度为 5 mg/L 时,其去除率在 12 h 和 36 h 内,分别为 20.59% 和 53.73%;当 U(VI) 的初始质量浓度为 10 mg/L 时,12 h 和 36 h 内, U(VI) 的去除率分别为 23.30% 和 79.18%;当 U(VI) 初始质量浓度分别为 5, 10, 20, 30 和 40 mg/L 时,反应 24 h 后 U(VI) 的去除率分别为 77.3%, 90.1%, 92.2% 和 93.1%.在 20 mg/L U(VI) 的初始质量浓度下,“细菌+ZVI+AQS”系统对 U(VI) 的去除率已经很理想.然而,在纤维单胞菌对铀的耐受性实验中,菌体的生长在 U(VI) 质量浓度为 40 mg/L 时受明显抑制.这表明“细菌+ZVI+AQS”体系,当 U(VI) 初始质量浓度增加到 40 mg/L 时,对 U(VI) 的适应性仍然很强,这可能是因为添加的单质铁和 AQS 本身能还原 U(VI),减轻了该体系的 U(VI) 质量浓度.考虑到含铀废水的实际浓度,后续实验的 U(VI) 初始质量浓度设为 20 mg/L.

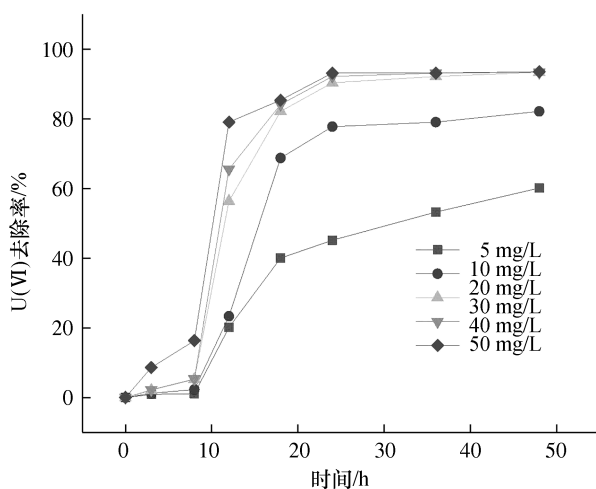


图 3 U(VI) 初始质量浓度对 U(VI) 去除性能的影响

Fig.3 Effect of initial concentration of U(VI) on U(VI) removal rate

2.3 ZVI 的投加量对 U(VI) 去除的影响

ZVI 具有反应速度快,氧化还原电位高,价格低廉资源易得等优点.图 4 描述了 ZVI 剂量对该

体系 U(VI) 去除的影响.用 ZVI 剂量 0, 0.2, 0.5, 1.0 和 2.0 g/L.对于不同 ZVI 剂量的 U(VI) 的去除率如图 4 所示.对于 0 g/L ZVI 体系, 24 h 后 U(VI) 的去除率仅为 44.1%, 而 24 h 后添加了 ZVI 的体系, U(VI) 的去除率都达到了 88.5% 以上.此外,不同的 ZVI 添加量表现出了对该体系 U(VI) 去除的不同的促进作用.当 ZVI 的剂量为 2.0 g/L 时,对 U(VI) 的促进作用似乎达到极限.梁俊倩等人在研究零价铁与厌氧微生物协同还原硝基苯时也描述了相似的现象^[10].这可能是因为当 ZVI 剂量比较小时,投加量的递增增加了该体系的活性位点,同时增加的 ZVI 经腐蚀后释放了更多的 H_2 作为电子供体被 *Cellulomonas sp* 利用.当 ZVI 的剂量为 2.0 g/L 时,该体系的活性点位和对 H_2 电子供体的需求都已达到饱和,此时的限速步骤可能受其他因素影响.

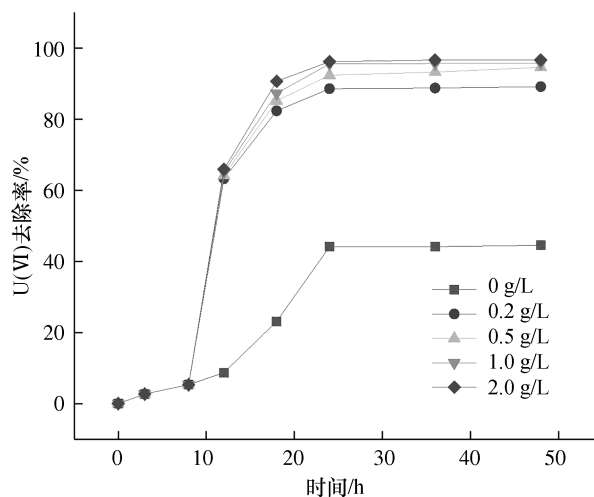


图 4 ZVI 投加量对 U(VI) 去除率的影响

Fig.4 Effect of ZVI addition on U(VI) removal rate

2.4 菌体投加量对 U(VI) 去除的影响

菌体投加量对 U(VI) 去除的影响实验中,变换菌体投加量,其他试验条件不变.控制菌悬液 $OD_{600} \approx 1.2$, 菌体剂量分别为 0.5, 1.0, 2.0, 5.0 mL.考察菌体剂量对其 U(VI) 去除的影响,结果如图 5 所示.

由图可知,24 h 后 U(VI) 去除率都在 88.9% 以上并趋于稳定.在菌体剂量不大于 2 mL 时,由于该体系添加了 20 mg/L 的 U(VI),菌体对含铀环境需要时间适应,因此菌群数量变化不大;在此之后,菌体对 U(VI) 的去除率持续升高.在菌体剂量为 5 mL 时,培养液中的铀对纤维单胞菌菌群的

影响很小,12 h 后 U(VI) 去除率即达到峰值 90.2%;此后铀去除率不再升高,可能是因为菌体数量的增多,加剧了对营养物质的争夺.最终,部分细菌因营养物质不足而死亡,以至菌体数量保持稳定,所以 U(VI) 去除率也趋于稳定.

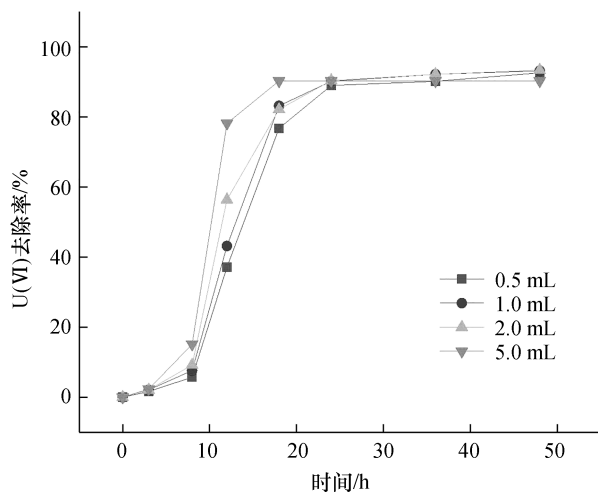


图 5 菌体投加量对 U(VI) 去除率的影响

Fig.5 Effect of bacterial addition on U(VI) removal rate

2.5 Cu^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Ca^{2+} 和 Cr^{6+} 共存金属离子对 U(VI) 去除的影响

在铀矿冶土壤及地下水环境中,通常存在多种金属离子,不同金属离子会对微生物的生理生化特性产生不同程度的影响.在多种金属离子共存的条件下,不同的金属离子可能对细菌 U(VI) 去除产生一定的促进或抑制作用.因此,本实验考察了纤维单胞菌与 Cu^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Cr^{6+} 的协同与拮抗作用.

实验中,在“菌体+ZVI+AQS”的氧化还原体系中加入 2.0 mmol Cu^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Ca^{2+} 和 Cr^{6+} .结果如图 6 所示,由图可知添加 Cu^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Ca^{2+} 和 Cr^{6+} 作用 24 h 后, U(VI) 去除率分别为 15.5%, 87.9%, 32.1% 和 91.7%,而含上述金属离子的对照组同时达到 97.6%.由此可见, Mn^{2+} 和 Cr^{6+} 对该体系 U(VI) 去除没有显著影响,但 Cu^{2+} 和 Ca^{2+} 存在明显的抑制效应,且 Cu^{2+} 的抑制作用最突出, Ca^{2+} 次之. TANG 等人发现用零价铁和微生物协同去除水中 Cr(VI) 时, Cu^{2+} 、 Mn^{2+} 也能抑制 Cr(VI) 的去除效应. Cu^{2+} 的抑制效应,可能是因为 *Cellulomonas sp* 细胞膜上的相关还原酶丧失了其活性.这种现象是由 Cu^{2+} 与呼吸链始端脱氢酶蛋白的活性中心结合引起的. Ca^{2+} 的抑制作用可能是由于

Ca^{2+} 与 U(VI) 络合生成了钙铀磷酸盐,使得 U(VI) 的还原活性降低^[11].

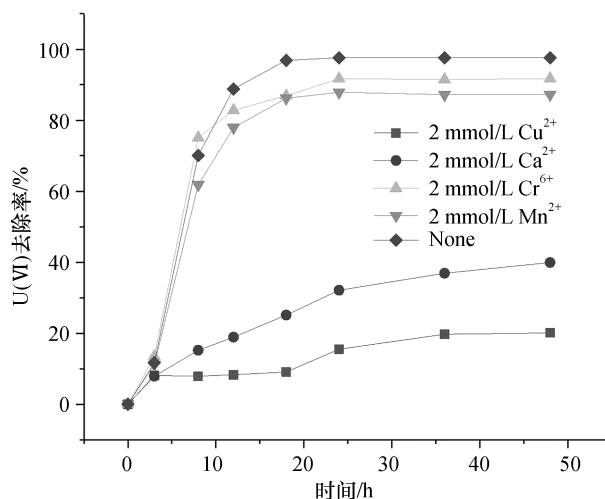


图 6 共存离子对 U(VI) 去除率的影响

Fig.6 Effect of coexisting ions on U(VI) removal rate

3 纤维单胞菌形态特征分析

3.1 纤维单胞菌去除 U(VI) 的 SEM-EDS 分析

通过扫描电子显微镜和 X 射线能量色散谱研究了纤维单胞菌在铀处理前后的变化.由图 7(a) 可看出,未进行除铀的菌体多数表面较规整、形态完好.图 7(b) 可见,纤维单胞菌去除 U(VI) 后表面形态发生了改变,菌体表面形成了较多不规则突起且菌体表面覆盖有铀沉淀物,在其他研究中也描述了相似的铀沉积. POPA 等人从 0.1 mol/L 铀溶液生物累积铀之后,观察到酵母细胞表面的铀附着^[12]. Merroun 等人也观察到由芽孢杆菌 JG-A12 积累的铀位于细胞表面^[13]. Krueger 等人观察到荧光假单胞菌与铀作用后,在细胞表面结合了大量呈粒状片状的铀沉淀物^[14].

3.2 纤维单胞菌去除 U(VI) 的电子能谱分析

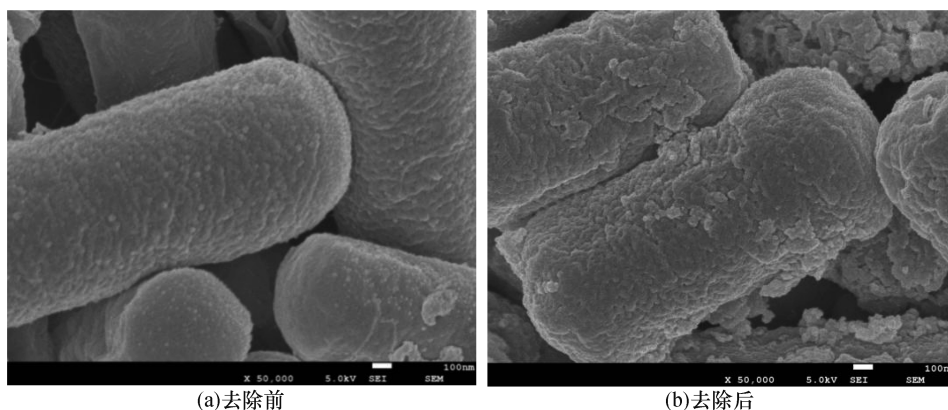
纤维单胞菌铀去除前后的电子能谱图如图 8 所示.从图 8 可以看出,去除铀后,纤维单胞菌菌体表面氧和钠的含量有所下降,且硫的峰几乎消失.此外,谱图 8b 中出现的铀峰,其结合能为 2.0~4.5 keV,含量占细胞质量分数的 1.36%.谱图结果表明菌体表面覆盖有铀沉淀物,高 Au 含量是由于能谱分析过程中样品喷金所致.

4 U(VI) 还原产物形态分析

XPS 用于确定铀与纤维单胞菌相互作用的机制并确定铀沉淀的价态及表面化学形态.将未添

加铀的菌体和负载铀的纤维单胞菌细胞冻干用于分析.XPS谱图使用美国 Thermo VG 公司生产的 ESCALAB250 多功能表面分析系统测量记录.XPS 分析室在 2×10^{-6} Pa 下操作,分辨率为 0.06 eV,分析传输能量为 30 eV.图 9 显示了 U(VI) 生物还原后的 U4f 谱.U4f 谱可以分解成 4 个峰.379.92 eV 和 390.95 eV 处的峰对应于四价铀在 $U_{4f_{7/2}}$ 和 $U_{4f_{5/2}}$

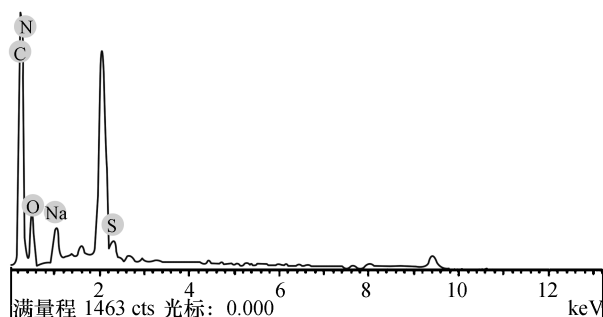
轨道处的出峰.381.73 eV 和 392.60 eV 处的出峰对应于六价铀在 $U_{4f_{7/2}}$ 和 $U_{4f_{5/2}}$ 处的峰^[15].XPS 结果表明,铀与 *Cellulomonas sp* 相互作用后以 U(IV) 和 U(VI) 的混合物存在.通过 XPS 的峰面积计算,*Cellulomonas sp* 还原 U(VI) 后,U(IV) 和 U(VI) 的含量分别为:61.9% 和 38.1%.根据 XPS 手册分析,U(IV) 为稳定的 UO_2 .



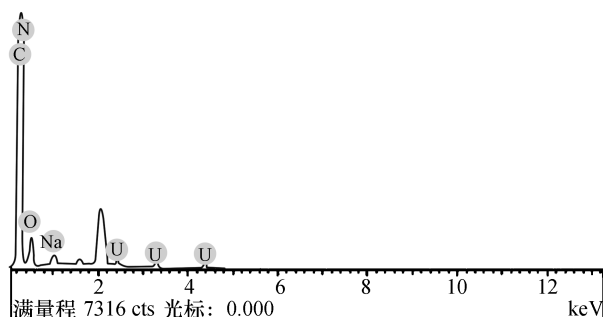
(a)去除前

(b)去除后

图 7 纤维单胞菌去除 U(VI) 前后扫描电子显微镜图(50 000 倍)

Fig.7 SEM images of *Cellulomonas sp* before and after reduction

(a)作用前能谱图



(b)作用后能谱图

图 8 菌体与铀酰离子作用前后能谱分析

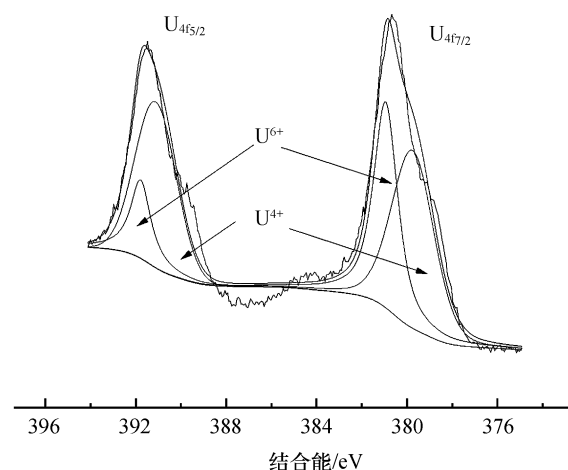
Fig.8 EDS results of *Cellulomonas sp* cells before and after interaction with uranylion

图 9 纤维单胞菌表面 XPS 谱

Fig.9 XPS spectra of *Cellulomonas sp*

5 结 论

1) 在厌氧条件下,纤维单胞菌与单质铁协同作用,明显增强了 U(VI) 去除能力.pH 值 7.0 和 1.0 g/L ZVI 处理 24 h 后,U(VI) 的去除率在 30 ℃ 时达到 97.6%。“菌体+ZVI+AQS”体系增强了对铀的耐受性.

2) Mn^{2+} 和 Cr^{6+} 对该体系 U(VI) 去除没有显著

影响,但 Cu^{2+} 和 Ca^{2+} 存在明显的抑制效应。 Cu^{2+} 的抑制作用最突出,其次是 Ca^{2+} 。

3) SEM-EDS 分析表明:纤维单胞菌去除 U(VI) 后表面形态发生了改变,菌体表面形成了较多不规则突起且菌体表面覆盖有铀沉淀物。

4) 铀与 *Cellulomonas sp* 相互作用后以 U(IV) 和 U(VI) 的混合物存在。通过 XPS 的峰面积计算,*Cellulomonas sp* 还原 U(VI) 后, U(IV) 和 U(VI) 的含量分别为:61.9% 和 38.1%。分析表明,纤维单胞菌本身能够和 U(VI) 发生作用,对 U(VI) 具有较强的还原能力。

参考文献:

- [1] WANG Y, CHEN Y, LIU C, et al. The effect of magnesium oxide morphology on adsorption of U(VI) from aqueous solution[J]. Chemical engineering journal, 2017, 316: 936-950.
- [2] 周新尧, 谭凯旋, 刘泽华, 等. 雨水作用下铀尾矿中主要污染物的释放特征[J]. 南华大学学报(自然科学版), 2015, 29(2): 20-24.
- [3] GUO X, YANG Z, DONG H, et al. Simple combination of oxidants with zero-valent-iron (ZVI) achieved very rapid and highly efficient removal of heavy metals from water[J]. Water research, 2016, 88: 671-680.
- [4] GERLACH R, FIELD E K, VIAMAJALA S, et al. Influence of carbon sources and electron shuttles on ferric iron reduction by *Cellulomonas sp.* strain ES6[J]. Biodegradation, 2011, 22(5): 983-995.
- [5] 马金莲, 马晨, 汤佳, 等. 电子穿梭体介导的微生物胞外电子传递: 机制及应用[J]. 化学进展, 2015, 27(12): 1833-1840.
- [6] SIVASWAMY V, BOYANOV M I, PEYTON B M, et al. Multiple mechanisms of uranium immobilization by *Cellulomonas sp.* strain ES6[J]. Biotechnology and bioengineering, 2011, 108(2): 264-276.
- [7] FIELD E K, GERLACH R, VIAMAJALA S, et al. Hexavalent chromium reduction by *Cellulomonas sp.* strain ES6: the influence of carbon source, iron minerals, and electron shuttling compounds[J]. Biodegradation, 2013, 24(3): 437-450.
- [8] 蔡茜茜, 袁勇, 胡佩, 等. 腐殖质电化学特性及其介导的胞外电子传递研究进展[J]. 应用与环境生物学报, 2015, 21(6): 996-1002.
- [9] 王艳龙, 林道辉. 纳米零价铁与土壤组分的相互作用及其环境效应[J]. 化学进展, 2017, 29(9): 1072-1081.
- [10] 梁俊倩, 吴锦华, 李平, 等. 零价铁与厌氧微生物协同还原地下水中的硝基苯[J]. 环境工程学报, 2012, 6(8): 2512-2516.
- [11] 刘金香, 熊芬, 荣丽杉, 等. 共存金属离子对 FeO-奥奈达希瓦氏菌协同还原 U(VI) 的影响[J]. 环境工程学报, 2016, 10(9): 5269-5274.
- [12] POPA K, CECAL A, DROCHIOIU G, et al. *Saccharomyces cerevisiae* as uranium bioaccumulating material: the influence of contact time, pH and anion nature[J]. Nukleonika, 2003, 48(3): 121-125.
- [13] MERROUN M L, RAFF J, ROSSBERG A, et al. Complexation of uranium by cells and S-layer sheets of *Bacillus sphaericus* JG-A12[J]. Applied and environmental microbiology, 2005, 71(9): 5532-5543.
- [14] KRUEGER S, OLSON G J, JOHNSONBAUGH D, et al. Characterization of the binding of gallium, platinum, and uranium to *Pseudomonas fluorescens* by small-angle X-ray scattering and transmission electron microscopy[J]. Applied and environmental microbiology, 1993, 59(12): 4056-4064.
- [15] KUSHWAHA S, SREEDHAR B, PADMAJA P. XPS, EXAFS, and FTIR as tools to probe the unexpected adsorption-coupled reduction of U(VI) to U(V) and U(IV) on *Borassus flabellifer*-based adsorbents[J]. Langmuir, 2012, 28(46): 16038-16048.

(责任编辑: 龙威)