

微生物接种密度和矿物收集时间对生物沥浸中 次生铁矿物形成的影响

柏双友 周立祥*

(南京农业大学资源与环境科学学院环境工程系 江苏 南京 210095)

摘要: 在嗜酸性氧化亚铁硫杆菌 *Acidithiobacillus ferrooxidans* 作用下, 污泥生物沥浸体系中常会有次生铁矿物形成, 这些矿物对污泥脱水和重金属溶出有重要影响。在 $\text{FeSO}_4\text{-K}_2\text{SO}_4\text{-H}_2\text{O}$ 生物成矾临界点模拟生物沥浸过程, 考察了 *Acidithiobacillus ferrooxidans* 菌接种密度和矿物收集时间对次生铁矿物的影响。结果表明, 微生物接种密度和矿物收集时间对生物沥浸过程中次生铁矿物的重量及其类型均有一定影响, 随矿物收集时间的推迟, 溶液中含有的一价阳离子(如 K^+ 等)可导致施氏矿物向黄铁矾发生转变, 并成为影响铁矿物类型的主导因素。

关键词: 嗜酸性氧化亚铁硫杆菌, 接种密度, 收集时间, 施氏矿物, 黄铁矾

Effects of *Acidithiobacillus ferrooxidans* inoculation density and minerals collection time on the formation of biogenic secondary iron minerals in bioleaching system

BAI Shuang-You ZHOU Li-Xiang*

(Department of Environmental Engineering, College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing, Jiangsu 210095, China)

Abstract: The formation of secondary iron minerals often is observed in sludge bioleaching system facilitated by *Acidithiobacillus ferrooxidans*, which affected the sludge dewaterability and heavy metals leaching. At the critical point of jarosite formation in $\text{FeSO}_4\text{-K}_2\text{SO}_4\text{-H}_2\text{O}$ system inoculated by *Acidithiobacillus ferrooxidans*, a simulative experiment were carried out to study the effects of bacteria density and the resulting minerals collection time on the iron precipitation formation. The results indicated that the amount and type of precipitates formed in the bioleaching system depended, to a certain extent, on the *Acidithiobacillus ferrooxidans* density and mineral collection time. If the resulting iron mineral wasn't removed through manual collection in time, monovalent cation (such as K^+) existed in reaction solution would facilitate easily the resulting schwertmannite to transform into jarosite.

基金项目: 国家自然科学基金项目(No. 40930738); 江苏省研究生培养创新工程项目(No. CX10B_309Z)

* 通讯作者: Tel: 86-25-84395160; 信箱: lxzhou@njau.edu.cn

收稿日期: 2010-12-29; 接受日期: 2011-02-16

© 中国科学院微生物研究所期刊联合编辑部 <http://journals.im.ac.cn>

Keywords: *Acidithiobacillus ferrooxidans*, Density, Collection time, Schwertmannite, Jarosite

自 1947 年由 Colmer 和 Hinkle 首先分离纯化并命名氧化亚铁硫杆菌(后称之为嗜酸性氧化亚铁硫杆菌 *Acidithiobacillus ferrooxidans*)以来^[1], 人们开始尝试应用 *A. ferrooxidans* 菌的生物沥浸(Bioleaching)方法从金属矿中浸出目的金属并逐步发展成为一门新的学科——生物湿法冶金^[2-3], 上世纪 80 年代生物湿法冶金实现了产业化应用^[4]。到上世纪 80 年代末, 人们又开始研究生物沥浸技术在富含有机质的污染介质(如污泥、底泥、畜禽粪便等)中的应用^[5-9], 并推测污泥生物沥浸体系也与酸性矿山废水或矿石生物沥浸环境一样, 可能会产生次生铁矿物如施氏矿物 [Schwertmannite, $\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_6\text{SO}_4$]、黄铁矾 [Jarosite, $(\text{K}, \text{Na}, \text{NH}_4, \text{H}_3\text{O})\text{Fe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$]、针铁矿 (Goethite, $\alpha\text{-FeOOH}$) 和水铁矿 (Ferrihydrite, $5\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$) 等^[10-16], 这些矿物的形成势必会影响沥浸后污泥脱水和重金属溶出。污泥生物沥浸中包含非常复杂的生物-化学氧化过程, 沥浸中形成的次生铁矿物类型可能受 pH、温度、微生物接种密度、 Fe^{2+} 浓度、阳离子种类与含量、有机质等多种因素影响^[16-20]。最近的研究表明, Fe^{2+} 浓度、Fe/K 摩尔比、一价阳离子和水溶性有机质含量均对沥浸中次生铁矿物的形成有重要影响^[21]。本试验拟采用 Liao 等^[18]报导的 $\text{FeSO}_4\text{-K}_2\text{SO}_4\text{-H}_2\text{O}$ 体系临界生物成矾研究结果(主要指 80 mmol/L FeSO_4 生物氧化体系中, Fe/K=35-40 区域内次生铁矿物相的微小变化均可以在 XRD 谱上得到较好表达的现象), 开展 *A. ferrooxidans* 菌接种密度和矿物收集时间对次生铁矿物类型的影响研究, 以期对污泥生物沥浸体系中次生铁矿物的形成及调控提供必要的理论和技术支持。

1 材料与方 法

1.1 试验材料

用于本试验的 *A. ferrooxidans* 休止细胞培养液备采用本课题组的方法^[17], 将 *A. ferrooxidans* 菌接种在新配的无菌 9K 液体培养基中^[22], 三角瓶用 8 层无菌纱布封口, 置于 28 °C 多功能摇床上, 180 r/min

振荡培养, 取指数生长阶段后期(约需 60 h)培养液, 经中速定性滤纸抽滤除去生成的黄铁矾沉淀, 将滤液以 10 000×g 的相对离心力(4 °C、10 min)离心收集菌体, 并用 pH 1.5 的酸水(H_2SO_4 配制)洗 3 次, 除去各种杂离子, 然后用 pH 2.5 的酸水(H_2SO_4 配制)悬浮菌体, 使用前采用双层平板法对细菌计数^[23]。

1.2 试验方法

考虑污泥水溶性有机质对生物沥浸中次生铁矿物的影响已经清楚, 本试验生物沥浸过程简化为在不含污泥的水溶液中进行。具体为在 500 mL 的一系列三角瓶中, 设置基础 Fe^{2+} ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 配制)浓度 80 mmol/L, K^+ (K_2SO_4 配制)浓度 2 mmol/L, 此时起始 Fe/K 摩尔比为 40。依微生物接种方式和矿物收集时间分设 5 个处理, 其中处理 5 分别在 0 和 72 h 各接种 6.0×10^7 个/mL *A. ferrooxidans* 休止细胞, 详见表 1。各处理均用稀 H_2SO_4 调节起始 pH 至 2.50 ± 0.02 , 最终体系有效容积 250 mL。置于 28 °C 多功能摇床, 180 r/min 振荡反应, 采用称重法补充蒸发损失的水分, 反应结束后用中速定性滤纸收集矿物沉淀, 用酸化的去离子水(pH 2.0)洗 2 次, 再用去离子水洗 2 次, 60 °C 烘干 6 h, 保存在干燥箱中待测。

表 1 微生物接种方式和矿物收集时间
Table 1 *A. ferrooxidans* inoculation density and time and the resulting precipitates collection time

处理 Treatment	接种时间 Inoculation time (h)	接种密度 <i>A. ferrooxidans</i> density ($\times 10^7$ cells/mL)	收集时间 Collection time (h)
T1	0	6.0	72
T2	0	12.0	72
T3	0	6.0	144
T4	0	12.0	144
T5	0, 72	6.0+6.0	144

1.3 测定项目与方法

在反应 0、6、24、48 和 72 h 时用带有 0.22 μm 滤膜的注射器采集液态样品, 检测样品中的 pH (pHS-3C 酸度计, 中国上海), Fe^{2+} 、 Fe^{3+} 和 TFe 浓度 (邻菲罗啉比色法), 矿物重量采用分析天平(中国百

灵)称量, 矿物元素组成采用 X 射线荧光光谱仪(XRF, Minipal 4 型, 荷兰帕纳科)测定。矿物相采用 X 射线衍射仪(XRD, Rigaku Rotaflex D/max, 日本理学)测定, 测试工作条件为: 管电压 50 kV, 管电流 150 mA, 扫描区间 10° – 80° (2θ), 步长 0.02° , 扫描速率 $5^{\circ}/\text{min}$, Cu 靶(弯晶单色器)。各物相相对含量(指衍射峰贡献) = $A_i/\sum A_{ij} \times 100\%$, A_i 为单个物相最高峰积分面积, $\sum A_{ij}$ 为各物相最高峰积分面积之和^[24], 各积分面积可通过软件 MDI Jade 5.0 求算。

2 结果

2.1 体系 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 浓度变化动态

图 1 是溶液中 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 浓度的变化动态图, 各处理 Fe^{2+} 在 24 h 内均被全部氧化, 24 h 后各处理中的 Fe^{3+} 浓度接近一致, 稳定在 $54.18 \pm 2.16 \text{ mmol/L}$ 。在反应 6 h 时, 接种 12.0×10^7 个/mL *A. ferrooxidans* 菌的 T2 和 T4 处理中 Fe^{2+} 已氧化了 98% 以上, 此时溶液中 Fe^{3+} 浓度也一度达到 62.28 mmol/L 的最高浓度, 后逐渐下降至 24 h 的 54.17 mmol/L , 而 *A. ferrooxidans* 菌接种密度只有其 1/2 的 T1、T3 和 T5 处理, 在 24 h 之前, Fe^{3+} 浓度均呈现先快速后缓慢的上升趋势, 暗示着 T2 和 T4 处理中的 Fe^{3+} 浓度在 24 h 内曾出现一个过度饱和的时段, 期间产生的高浓度 Fe^{3+} 可能会对矿物类型产生影响。

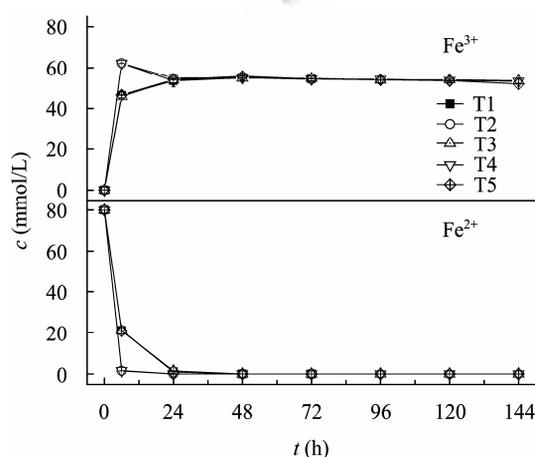


图 1 次生铁矿物合成体系中 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 浓度变化动态
Fig. 1 Dynamics of the concentrations of Fe^{2+} and Fe^{3+} during the formation of secondary iron minerals under different treatments

Note: T1–T5 *A. ferrooxidans* density (10^7 cells/mL): 6, 12, 6, 12, 6+6; T1–T5 collection time (h): 72, 72, 144, 144, 144.

2.2 矿物 XRD 谱图分析

X 衍射分析(XRD)是区分晶形矿物与非晶型矿物、以及鉴别矿物种类的最有效手段, 黄钾铁矾为晶型矿物, 在 XRD 谱上有非常“尖”的衍射峰, 施氏矿物为无定型矿物, 它有 8 条特征宽峰。T1 和 T2 处理合成的矿物为纯施氏矿物, 其他处理为施氏矿物与黄钾铁矾的混合物, 这些矿物的衍射峰均与施氏矿物(No. 47-1775)和黄钾铁矾(No. 22-0827)标准峰^[25]——对应(图 2)。在收集时间为 144 h (T3、T4、T5 处理)所获矿物衍射峰均比 72 h (T1、T2 处理)强, 主要是矿物中的黄钾铁矾含量增多, 其中接种密度为 12.0×10^7 个/mL 的处理 T4 所获矿物衍射峰强度又略高于 6.0×10^7 个/mL 的处理 T3。注意到处理 T5 的特殊性, 其与 T3 相比, 反应 72 h (此时 Fe^{2+} 已全部氧化)补充接种的 6.0×10^7 个/mL *A. ferrooxidans* 菌对矿物衍射峰强度影响不大, 在处理 T3 中黄钾铁矾相对含量占 61.25% (衍射峰贡献), 而在 T5 处理中黄钾铁矾占 61.57%, 另外起始接种密度为 12.0×10^7 个/mL *A. ferrooxidans* 菌的处理 T4 中黄钾铁矾占 63.23%。收集时间相同的 T1 和 T2 处理所获矿物衍射峰强度较为接近, T3、T4 和 T5 处理也是如此, 但其衍射峰又明显强于 T1、T2 处理。可见本试验中 *A. ferrooxidans* 菌接种密度和矿物收集时间均会影响次生铁矿物的结晶度, 其中起主导作用的是矿物收集时间。

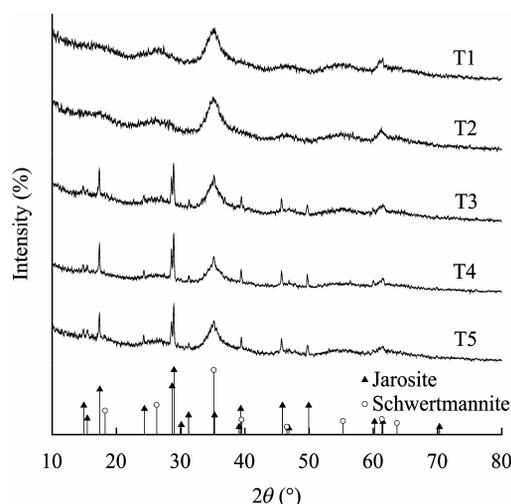


图 2 不同处理生物成因次生铁矿物的 XRD 图谱
Fig. 2 XRD patterns of biogenic secondary iron minerals under different treatments

Note: T1–T5 *A. ferrooxidans* density (10^7 cells/mL): 6, 12, 6, 12, 6+6; T1–T5 collection time (h): 72, 72, 144, 144, 144.

2.3 反应终态溶液 pH、TFe 沉淀率、矿物重量及化学式

反应终态溶液 pH、TFe 沉淀率和矿物重量见图 3。其中接种 12.0×10^7 个/mL *A. ferrooxidans* 菌的 T2、T4 处理所获矿物重量略高于接种 6.0×10^7 个/mL 的 T1、T3 处理, 且在 144 h 收集的 T3、T4 处理矿物重为 0.83 和 0.81 g, 分别又略高于 72 h 收集的 T1、T2 处理(只有 0.76 和 0.72 g), 各处理所获矿物的元素分析见表 2, 结合图 2 中 XRD 谱图对矿物类型的鉴定, 根据施氏矿物 $[\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_{8-2x}(\text{SO}_4)_x]$ 和黄钾铁矾 $[\text{K}_x\text{Fe}_3(\text{SO}_4)_y(\text{OH})_{9+x-2y}]$ 的通式, 可近似写出这些矿物的化学式(表 2)。

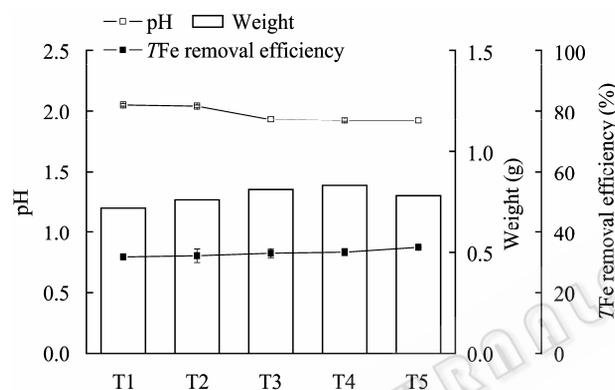


图 3 反应终态溶液 pH、TFe 沉淀率和矿物重量
Fig. 3 Effects of different treatments on the final pH of solutions, total iron removal efficiency and dry weight of precipitates

Note: T1-T5 *A. ferrooxidans* density (10^7 cells/mL): 6, 12, 6, 12, 6+6; T1-T5 collection time (h): 72, 72, 144, 144, 144.

表 2 矿物元素分析及化学式

Table 2 Effects of different treatments on the elemental composition and chemical formula of minerals

处理 Treatment	K 含量 K (%)	Fe/S 摩尔比 $n(\text{Fe})/n(\text{S})$	化学式 Chemical formula
T1	0.02	7.16	$\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_{5.77}(\text{SO}_4)_{1.12}$
T2	0.03	6.99	$\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_{5.71}(\text{SO}_4)_{1.14}$
T3	0.44	6.54	$\text{K}_{0.03}\text{Fe}_3(\text{SO}_4)_{0.46}(\text{OH})_{8.11}$
T4	0.66	6.08	$\text{K}_{0.05}\text{Fe}_3(\text{SO}_4)_{0.49}(\text{OH})_{8.06}$
T5	0.51	6.46	$\text{K}_{0.04}\text{Fe}_3(\text{SO}_4)_{0.46}(\text{OH})_{8.11}$

Note: T1-T5 *A. ferrooxidans* density (10^7 cells/mL): 6, 12, 6, 12, 6+6; Collection time (h): 72, 72, 144, 144, 144.

3 讨论

3.1 较长收集时间影响矿物结晶度的可能原因分析

廖岳华^[19]通过扫描电镜(SEM)发现羟基硫酸铁矿物生物合成时矿物颗粒会随时间慢慢长大, 在反应 3 h 时生成的矿物直径仅有 $0.5 \mu\text{m}$, 72 h 时增大为 $2 \mu\text{m}$ – $3 \mu\text{m}$, 168 h 时则达到 $4 \mu\text{m}$ 左右。陈士仁等^[26]在研究不同粒度 WC 粉末的 XRD 图谱时又发现, 在 $1 \mu\text{m}$ 附近, 随粉末粒度变小, 谱线会逐渐宽化和漫散。本试验中会不会是由于 72 h 的矿物颗粒过小, 才导致黄钾铁矾的晶型衍射峰宽化并与背底交融呢? 柏双友等^[21]的试验结果推翻了这一猜测, 在其设计的不同浓度 Fe^{2+} 处理中, 通过控制 Fe/K 摩尔比来调控溶液起始 K^+ 浓度, 在 72 h 成功获得了包含有不同晶型强度的施氏矿物、黄钾铁矾及两者的混合物, 且各矿物中 K 元素的含量也佐证了 XRD 分析结果。

在起始 *A. ferrooxidans* 菌接种密度分别为 6.0×10^7 和 12.0×10^7 个/mL 的处理 72 h 收集的矿物 (T1、T2) 为纯施氏矿物, 但到了 144 h 后收集的矿物 (T3、T4) 却成为黄钾铁矾与施氏矿物的混合物, 其中黄钾铁矾的相对含量达到 61.25%–63.23%。矿物中出现黄钾铁矾的衍射峰, 有两种情形: (1) 体系中新生成了黄钾铁矾矿物; (2) 原施氏矿物在一定条件下发生了相转变。笔者倾向于后者, 在 Fe 生物转化成次生矿物过程中, 可由溶液 TFe 浓度 (Total Fe, 指 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 浓度之和) 计算出 TFe 沉淀率 [TFe 沉淀率 (%) = $(\text{TFe}_{\text{initial}} - \text{TFe}) / \text{TFe}_{\text{initial}} \times 100$], 该值是衡量矿物得率最有效的指标。由图 1 可见, 在反应 24 h 后, 体系中 Fe^{2+} 已被全部氧化, Fe^{3+} 浓度也保持稳定, 此时 TFe 浓度约为 54.32 mmol/L ; 随时间延长, 尽管此时矿物相已发生很大变化, 但溶液 TFe 浓度一直维持在 $54.32 \pm 2.30 \text{ mmol/L}$ 范围, 表明并没有新的 Fe 从液相转入固相矿物, 合理的解释只能是固相矿物本身发生了相转变。文献报导, 施氏矿物是一种亚稳态的物质, 当 pH 降低 (< 3), 且有一价阳离子如 K^+ 、 Na^+ 等存在时, 则施氏矿物会转变为结晶度高

的黄铁矾类矿物^[13]。以 1 mol Fe 计算, 当 1/8 mol $\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_6(\text{SO}_4)$ 转变为 1/3 mol $\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$ 时, 理论上矿物重量会增大 70.32 g, 增加倍数为 72.79 倍, 由图 3 中 144 h 收集的矿物重量只是比 72 h 略有增加, 可见在本试验条件下的确有, 但只是少量的施氏矿物转变成了黄钾铁矾, 使矿物衍射峰发生增强。

3.2 *A. ferrooxidans* 菌接种密度对次生铁矿物形成的影响

生物成矿可分为控制成矿和诱导成矿两种机制^[27], *A. ferrooxidans* 菌参与下羟基硫酸铁矿物的形成属于后者^[28], 细胞表面及其分泌的胞外聚合物可以为溶液中离子浓缩、聚合和矿化提供模板并起重要作用^[29]。对比 T1-T2 和 T3-T4 两组处理, *A. ferrooxidans* 菌接种密度增大时, 收集的矿物重量也多一些, 原因是在矿物形成初期会以细胞为成核位点, 在细胞表面形成并生长^[30]。另外, 在 *A. ferrooxidans* 菌接种密度由 6.0×10^7 个/mL 增大为 12.0×10^7 个/mL 时, 可以加速 Fe^{2+} 的氧化, 在反应初期产生较高的 Fe^{3+} 供应, 也会有利于晶型黄钾铁矾的形成^[31]。但处理 T5 比 T3 在 72 h 时多加了 6.0×10^7 个/mL *A. ferrooxidans* 菌, 其沉淀产物的衍射峰强度与 T3 相比并没有明显区别, 这是因为 *A. ferrooxidans* 菌虽然可以氧化产生较高的 Fe^{3+} 供应及提供生物成矿晶核, 但该过程一般发生在矿物形成初期, 在 72 h 添加的 *A. ferrooxidans* 菌并没有对矿物形成产生明显影响。

4 结论

本文在 $\text{FeSO}_4\text{-K}_2\text{SO}_4\text{-H}_2\text{O}$ 生物成矿临界点模拟生物沥浸过程, 结果表明, *A. ferrooxidans* 菌接种密度和矿物收集时间对次生铁矿物重量及其类型均有一定影响, 随矿物收集时间推迟, 溶液中含有的一价阳离子(如 K^+ 等)可促进施氏矿物向黄铁矾发生转变并成为影响最终铁矿物类型的主导因素。起始接种的 *A. ferrooxidans* 菌在矿物形成初期, 通过加速生物氧化作用来增大 Fe^{3+} 供应速率并提供更多生物成矿晶核, 对次生铁矿物的重量和类型也有一定影响。

参考文献

- [1] Colmer AR, Hinkle ME. The role of microorganisms in acid mining drainage: a preliminary report[J]. Science, 1947, 106(2751): 253-256.
- [2] Torma AE, Bosecker K. Bacterial leaching[J]. Prog Ind Microbiol, 1982, 16: 77-118.
- [3] Torma AE. Biotechnology applied to mining of metals[J]. Biotechnol Adv, 1983, 1(1): 73-80.
- [4] Torma AE, Olsen TM. Kinetics of biodesulfurization of a high-sulfur coal[J]. Appl Biochem Biotechnol, 1988, 18(1): 341-354.
- [5] Tyagi RD. Microbial leaching of metals from municipal sludge: effects of sludge solids concentration[J]. Process Biochem, 1992, 27(2): 89-96.
- [6] Tyagi RD, Couillard D, Tran F. Heavy metal removal from anaerobically digested sludge by chemical and microbiological methods[J]. Environ Pollut, 1988, 50(4): 295-316.
- [7] 周立祥, 方迪, 周顺桂, 等. 利用嗜酸性硫杆菌去除制革污泥中铬的研究[J]. 环境科学, 2004, 25(1): 62-66.
- [8] Zhou LX, Fang D, Wang SM, et al. Bioleaching of Cr from tannery sludge: the effects of initial acid addition and recycling of acidified bioleached sludge[J]. Environ Technol, 2005, 26(3): 277-284.
- [9] 郑冠宇, 王世梅, 周立祥. 污泥生物沥浸处理对病原物的杀灭效果影响[J]. 环境科学, 2007, 28(7): 1539-1542.
- [10] Bigham JM, Schwertmann U, Carlson L, et al. A poorly crystallized oxyhydroxysulfate of iron formed by bacterial oxidation of Fe(II) in acid mine waters[J]. Geochim Cosmochim Acta, 1990, 54(10): 2734-2758.
- [11] Schwertmann U, Bigham JM, Murad E. The first occurrence of schwertmannite in a natural stream environment[J]. Eur J Mineral, 1995, 7(3): 547-552.
- [12] Bigham JM, Schwertmann U, Pfab G. Influence of pH on mineral speciation in a bioreactor simulating acid mine drainage[J]. Appl Geochem, 1996, 11(6): 845-849.
- [13] Bigham JM, Schwertmann U, Traina SJ, et al. Schwertmannite and the chemical modeling of iron in acid sulfate waters[J]. Geochim Cosmochim Acta, 1996, 60(12): 2111-2121.
- [14] Jambor JL, Dutrizac JE. Occurrence and constitution of natural and synthetic ferrihydrite, a widespread iron oxyhydroxide[J]. Chem Rev, 1998, 98(7): 2549-2586.
- [15] 廖岳华, 周立祥. 极端酸性环境下形成的施威特曼石(Schwertmannite)及其环境学意义[J]. 岩石矿物学杂志, 2007, 26(2): 177-183.

- [16] Xiong HX, Liao YH, Zhou LX. Influence of chloride and sulfate on formation of akaganéte and schwertmannite through ferrous biooxidation by *Acidithiobacillus ferrooxidans* cells[J]. Environ Sci Technol, 2008, 42(23): 8681-8686.
- [17] Liao YH, Zhou LX, Liang JR, et al. Biosynthesis of schwertmannite by *Acidithiobacillus ferrooxidans* cell suspensions under different pH condition[J]. Mater Sci Eng C, 2009, 29(1): 211-215.
- [18] Liao YH, Zhou LX, Bai SY, et al. Occurrence of biogenic schwertmannite in sludge bioleaching environments and its adverse effect on solubilization of sludge-borne metals[J]. Appl Geochem, 2009, 24(9): 1739-1746.
- [19] 廖岳华. 施氏矿物的生物合成及去除水中砷的效果与机理研究[D]. 南京: 南京农业大学博士学位论文, 2008: 24-27.
- [20] 周顺桂, 周立祥, 黄焕忠. 黄钾铁矾的生物合成与鉴定[J]. 光谱学与光谱分析, 2004, 24(9): 1140-1143.
- [21] 柏双友, 梁剑茹, 周立祥. $\text{FeSO}_4\text{-K}_2\text{SO}_4\text{-H}_2\text{O}$ 体系中 Fe/K 摩尔比对生物成因羟基硫酸铁矿物质量的影响及环境意义[J]. 环境科学学报, 2010, 30(8): 1601-1607.
- [22] Silverman MP, Lundgren DG. Studies on the chemoautotrophic iron bacterium *Ferrobacillus ferrooxidans*. I. An improved medium and a harvesting procedure for securing high cell yields[J]. J Bacteriol, 1959, 77(5): 642-647.
- [23] 王世梅, 周立祥. 提高氧化亚铁硫杆菌和氧化硫硫杆菌平板检出率的方法: 双层平板法[J]. 环境科学学报, 2005, 25(10): 1418-1420.
- [24] 陆现彩, 陆建军, 朱长见, 等. 微生物矿化成因的铁硫酸盐矿物表面特征初探[J]. 高校地质学报, 2005, 11(2): 194-198.
- [25] JCPDS (Joint Committee on Powder Diffraction Standards). Mineral Powder Diffraction Files. International Center for Diffraction Data[S]. Swarthmore: Pennsylvania, 2002.
- [26] 陈士仁, 吴冲浒, 张守全. WC 粉末 X 射线衍射的粒度效应[J]. 中国有色金属学报, 2002, 12(3): 442-447.
- [27] 贾蓉芬, 高梅影, 彭先芝, 等. 微生物矿化[M]. 北京: 科学出版社, 2009: 112-119.
- [28] 陈江峰, 邵龙义, 魏思民. 高铝粉煤灰合成莫来石的 SEM 和 XRD 研究[J]. 矿物岩石地球化学通报, 2007, 26(2): 144-148.
- [29] Li YL, Wang RC, Zhou GT, et al. Microbial biomineralization[J]. Geological Journal of China Universities, 2005, 11(2): 167-180.
- [30] Pesic B, Kim I. Electrochemistry of *Thiobacillus ferrooxidans* interactions with pyrite[J]. Metall Trans B, 1993, 24(5): 717-727.
- [31] Regenspurg S, Brand A, Peiffer S. Formation and stability of schwertmannite in acid mining lakes[J]. Geochim Cosmochim Acta, 2004, 68(6): 1185-1197.

编辑部公告

《微生物学通报》英文刊名变更

《微生物学通报》之前使用的英文刊名“Microbiology”因在国际上有重名,造成了本刊在被国内外作者引用以及国外数据库收录时英文刊名的混乱,这大大影响了本刊在国际上的传播,也不利于对我刊引用数据的统计。经本届编委会讨论,以及主办单位批准,本刊英文刊名自2010年起变更为“Microbiology China”,请各位作者、读者和数据库引用时注意使用。