

球衣菌 (*Sphaerotilus natans*) 吸附 Ag^+ 的影响因素及其机理*

刘峰** 许旭萍 沈雪贤

(福建师范大学生命科学学院, 福州, 350108)

摘要 采用球衣菌 (*Sphaerotilus natans*) 为生物吸附剂, 研究了初始离子浓度、吸附剂用量、菌龄、pH 值、温度和吸附时间等因素对其吸附硝酸银溶液模拟废水中 Ag^+ 的影响及其吸附机理。结果表明, 球衣菌在初始 Ag^+ $14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、吸附剂用量 $0.2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、菌龄 32 h、pH 8、温度 $30 \text{ }^\circ\text{C}$ 、吸附时间 60 min 的优化条件下, 对 Ag^+ 的吸附率为 71.75%, 吸附量为 $50.23 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$; 该吸附过程是一个快速的过程, 在吸附 5 min 时, 吸附量已达总吸附量的 91%, 并且以被动吸附为主; 吸附动力学符合准二级动力学方程。透射电镜观察和红外光谱分析显示, 球衣菌细胞表面的活性基团与 Ag^+ 发生络合反应, 同时还有少量 Ag^+ 通过主动吸收过程进入活细胞内。

关键词 生物吸附剂, 球衣菌 (*Sphaerotilus natans*), Ag^+ , 因素, 吸附机理。

银是一种贵金属, 被广泛应用于医药、电子、摄影、化学工业等领域, 在生产过程中产生大量的含银废水和废渣, 含银废水是国家控制的一类污染物。目前含银废水的处理方法主要有减压薄膜蒸发法、槽边电解法、旋流电解法和化学法等^[1-3]。Brierley 等人^[4]用微生物菌体制成金属去除剂 (MAR), 从摄影废液中吸附回收 Ag^+ , 吸附量达 $94 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ MAR。

浮游球衣菌 (*Sphaerotilus natans*) 的形态呈典型的丝状体结构, 菌体外包围一层衣鞘, 其组分是蛋白质、多糖和脂类等复杂的有机物质。该菌普遍存在于被有机物污染的水体中, 也是污水处理厂活性污泥的主要丝状菌, 不仅对有机物具有较强的降解作用, 而且对多种重金属离子也有较好的吸附性能。与其它微生物相比, 该菌体具有易培养、吸附速度快、选择性高和吸附容量大等优点^[5]。因此, 球衣菌可以用废水培养获得大量菌体, 制备成生物吸附剂, 降低水处理费用。近年来, 国内外已有关于利用浮游球衣菌处理重金属废水的研究报道^[6-7]。

本文采用球衣菌作为生物吸附剂, 在研究了球衣菌吸附 Hg^+ 的基础上^[8], 进一步研究各种理化因素对其吸附 Ag^+ 的影响及其吸附机理, 以期在实验室条件下明确微生物吸附 Ag^+ 的规律, 为生物法处理含银废水打下基础。

1 材料和方法

1.1 实验材料

实验菌株分离自某污水处理厂曝气池活性污泥。经形态观察、生理生化测定及 16S rRNA 基因序列分析, 鉴定该菌株为第十四群鞘细菌类 (sheathed bacteria) 球衣菌属 (*Sphaerotilus*) 浮游球衣菌 (*Sphaerotilus natans*), 并获得 GenBank 序列号为 EU747337。

CGY 培养基 ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$): 蛋白胨 5.0, 酵母膏 1.0, 甘油 10.0, 调节 pH 7.0。配置固体培养基添加琼脂 20。

硝酸银溶液: 准确称取硝酸银, 用去离子水配制成实验所需浓度的 Ag^+ 溶液, 作为实验室模拟废水。

1.2 生物吸附剂的制备

将球衣菌接入新鲜的 CGY 斜面培养, $28 \text{ }^\circ\text{C}$ 培养 1—2 d 进行活化。从斜面上挑取 2—3 环已活化的菌体至装有 50 mL CGY 液体培养基的 250 mL 三角瓶中, 在 $30 \text{ }^\circ\text{C}$, $150 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 下振荡培养 48 h, 制成液体菌种。将液体菌种按 10% 接种量接入 CGY 液体培养基中, 在 $30 \text{ }^\circ\text{C}$, $150 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 下振荡培养 32 h, 经

2010年8月12日收稿。

* 福建省自然科学基金资助项目 (X0750027)。

** 通讯联系人, E-mail: liufeng@fjnu.edu.cn

4000 r·min⁻¹离心 20 min 收集菌体,并用去离子水洗涤 3 次,称量菌泥湿重,从中称取少量 80 °C 烘干至恒重,测定含水量(用于换算菌体的干重),其余保存于冰箱中作为生物吸附剂备用。

1.3 吸附条件实验

在含有一定浓度的 Ag⁺ 溶液中,加入一定量的吸附剂,按不同的实验要求进行振荡吸附,吸附后以 4000 r·min⁻¹离心 20 min,去菌体,得到的上清液用原子吸收分光光度法测定剩余的 Ag⁺ 浓度^[9]。按照下列公式计算吸附率和吸附量。

$$Q = (C_i - C_f) / C_i \times 100\% \quad (1)$$

$$q = (C_i - C_f) / C_b \quad (2)$$

其中 Q 为吸附率(%); q 为吸附量(mg·g⁻¹); C_i 和 C_f 分别为溶液中 Ag⁺ 的起始浓度和最终浓度(mg·L⁻¹); C_b 为吸附剂用量(g·L⁻¹,干重)。

1.4 吸附机理研究

吸附动力学模型 在一系列 50 mL 含 Ag⁺ 14 mg·L⁻¹ 的溶液中,各加入吸附剂 0.2 g·L⁻¹,分别于 30 °C 振荡吸附 5 min、10 min、30 min、60 min、90 min 和 120 min 后,4000 r·min⁻¹离心 20 min,收集上清液测定剩余 Ag⁺ 浓度,绘制吸附量与时间的关系曲线。

透射电镜观察(TEM) 用钢网蘸取吸附 Ag⁺ 前后的菌体,置于滤纸上在室温下干燥,用透射电镜在加速电压 100kV 下观察形貌。

红外光谱吸收分析(IR) 将吸附 Ag⁺ 前后的菌体烘干,用 KBr 压片后进行红外光谱分析。

2 结果与讨论

2.1 初始 Ag⁺ 浓度对吸附的影响

在含有 Ag⁺ 浓度分别为 6 mg·L⁻¹、10 mg·L⁻¹、14 mg·L⁻¹、18 mg·L⁻¹ 的溶液中,加入菌龄为 48h 的吸附剂 0.2 g·L⁻¹,于 30 °C、pH 7.0 的条件下振荡吸附 1 h,离心弃菌体,上清液测定离子终浓度,结果见图 1。从图 1 可以看出,Ag⁺ 浓度在 6—14 mg·L⁻¹ 之间,随着浓度的增加,吸附率和吸附量逐渐增大,当 Ag⁺ 浓度为 14 mg·L⁻¹ 时吸附率和吸附量均达到最大值;而当 Ag⁺ 大于 14 mg·L⁻¹ 时,吸附率和吸附量下降。

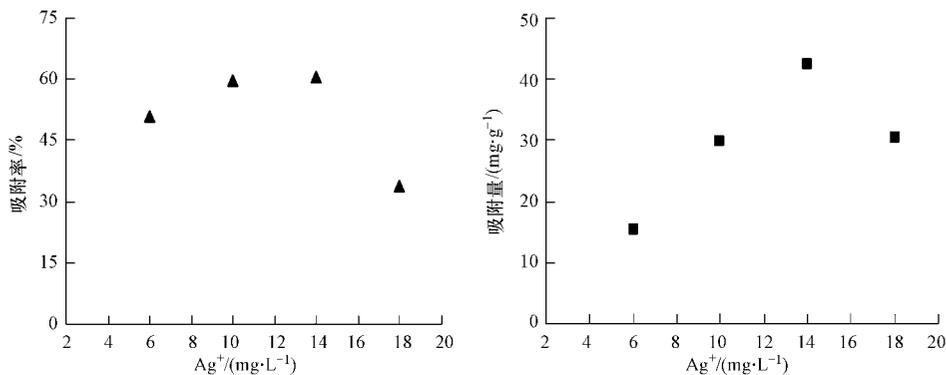


图 1 银离子浓度对球衣菌生物吸附的影响

Fig. 1 Effect of Ag⁺ concentration on biosorption by *S. natans*

2.2 吸附剂用量对吸附的影响

在含有 Ag⁺ 浓度为 14 mg·L⁻¹ 的溶液中,分别加入菌龄为 48 h 的吸附剂 0.2 g·L⁻¹、0.4 g·L⁻¹、0.6 g·L⁻¹、0.8 g·L⁻¹ 和 1.0 g·L⁻¹,于 30 °C、pH 7.0 的条件下振荡吸附 1 h,离心弃菌体,上清液测定离子终浓度,结果见图 2。图 2 显示,在吸附剂用量为 0.2—1.0 g·L⁻¹ 的条件下,随着吸附剂用量的增加,球衣菌对 Ag⁺ 的吸附率也增大,在吸附剂为 0.8 g·L⁻¹ 时达到最大值,而单位吸附量则随着吸附剂用量的增加而递减。

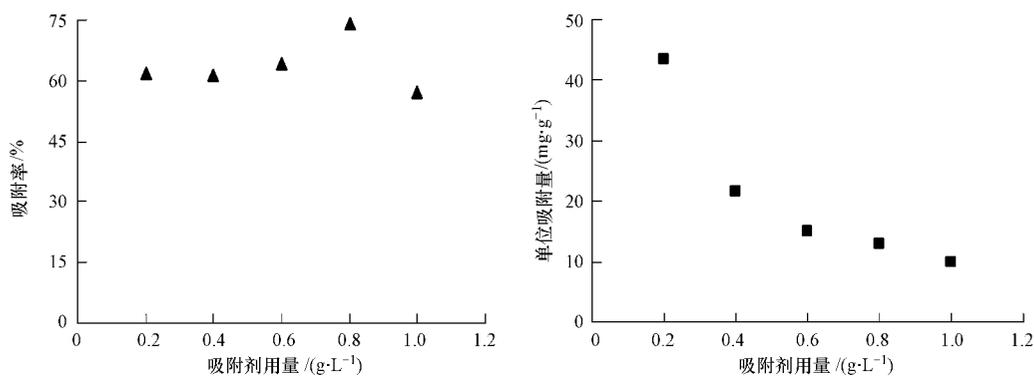


图 2 吸附剂用量对球衣菌生物吸附的影响

Fig. 2 Effect of biomass concentration on Ag^+ biosorption by *S. natans*

2.3 菌龄对吸附的影响

在含有 Ag^+ 浓度为 $14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 溶液中, 分别加入菌龄为 16 h、24 h、32 h、40 h 和 48 h 的吸附剂 $0.2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, 于 $30 \text{ }^\circ\text{C}$ 、pH 7.0 的条件下振荡吸附 1 h, 离心弃菌体, 上清液测定离子终浓度. 由图 3 可以看出, 不同菌龄的球衣菌对 Ag^+ 的吸附能力不同, 培养 32 h 的菌体对 Ag^+ 的吸附能力最强.

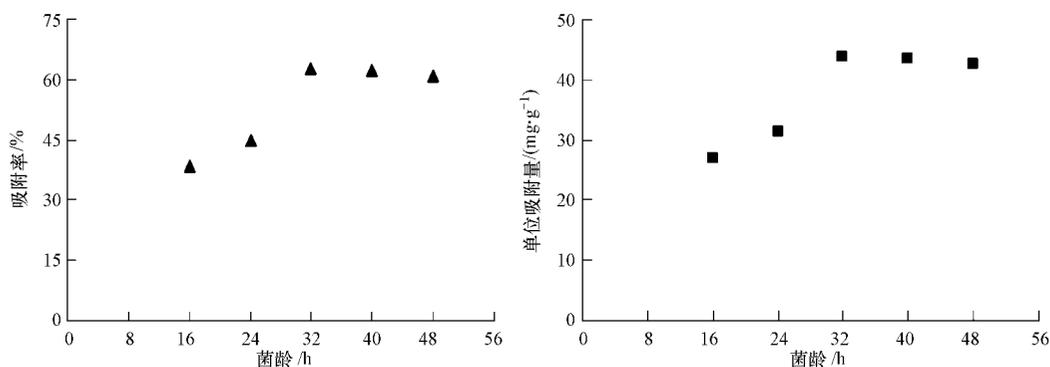


图 3 菌龄对球衣菌生物吸附的影响

Fig. 3 Effect of age on Ag^+ biosorption by *S. natans*

2.4 吸附时间对吸附的影响

在 Ag^+ 初始浓度为 $14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 吸附剂用量为 $0.2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, 吸附过程中 Ag^+ 浓度随时间的变化情况见图 4. 结果表明, 球衣菌对溶液中 Ag^+ 的吸附分 2 个阶段, 前 5 min 为第 1 阶段, 吸附非常迅速, 吸附 5 min 时吸附率达到 57.96%. 吸附 5 min 之后为第 2 阶段, 吸附率和吸附量的上升很缓慢, 至 120 min, 吸附率为 63.80%, 吸附尚未达到平衡. 根据此过程, 可初步推测球衣菌对 Ag^+ 的吸附机制首先为吸附在菌体表面, 然后通过离子转移系统缓慢运输进入细胞, 菌体的活性对此过程至关重要^[10]. 由于球衣菌对 Ag^+ 主动运输速度很慢, 所以如果要获得较高的吸附率, 应该延长吸附的时间.

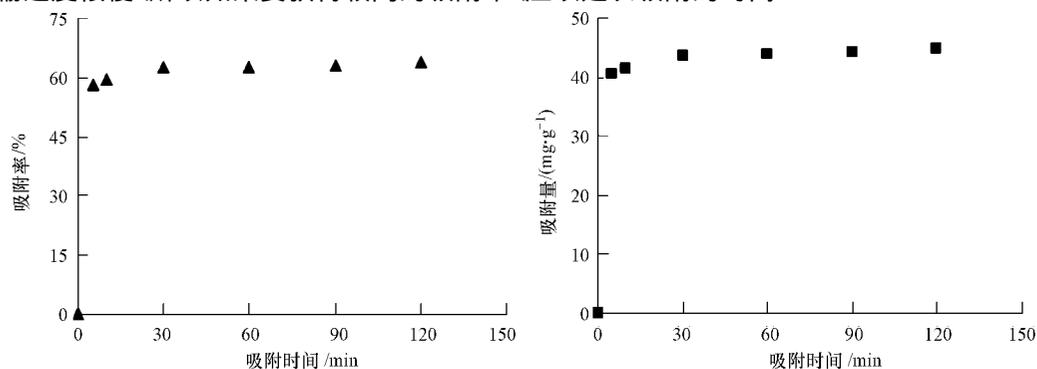


图 4 吸附时间对球衣菌生物吸附的影响

Fig. 4 Effect of adsorption time on Ag^+ biosorption by *S. natans*

2.5 pH 对吸附的影响

将含有 $14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的一系列 Ag^+ 溶液调节不同的 pH 值,在吸附剂用量为 $0.2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的条件下,振荡 1 h. 结果表明(图 5) 吸附体系的 pH 值对球衣菌吸附 Ag^+ 有较大的影响. 在 pH 5—pH 8 范围内,随着 pH 的上升,吸附率和吸附量也不断增加,当 pH 值为 8 时,吸附率和吸附量为最高,而超过 pH 8,吸附能力下降. 观察 pH 8 和 pH 9 的 Ag^+ 溶液,无明显的浑浊出现,说明 Ag^+ 去除不是因为碱性条件下形成 AgOH 沉淀,而主要是生物吸附作用. 但是,当将 Ag^+ 溶液的 pH 值调节为 9 时,加入球衣菌,振荡吸附 1 h 后,发现混合液的粘度很大,分析可能是因为 NaOH 将菌体外的衣鞘(由蛋白质、多糖和脂类等组分构成)溶出,从而导致球衣菌对 Ag^+ 的吸附能力下降. 微生物的胞外聚合物(EPS)成分与衣鞘的成分相似,组分中的多糖和蛋白质都含有与重金属离子结合的官能团,对重金属离子有强烈的吸附作用,常采用 NaOH 溶液提取^[11-12]. 说明强碱性条件下,混合液的粘度增大与碱溶出衣鞘有关.

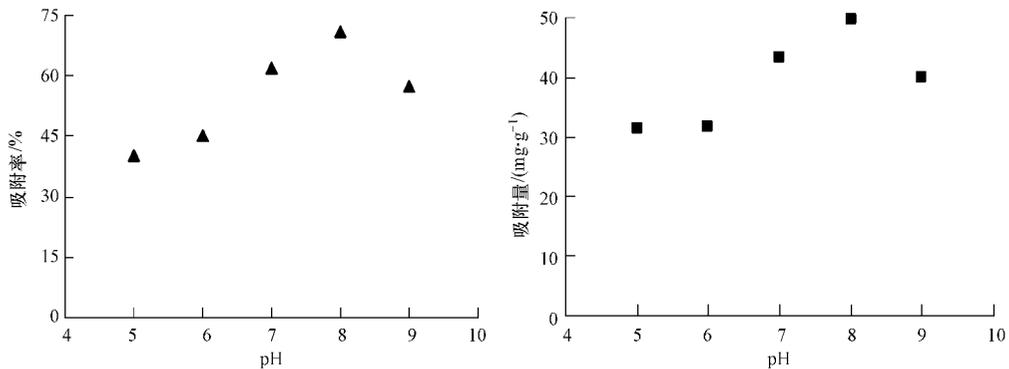


图 5 pH 对球衣菌生物吸附的影响

Fig. 5 Effect of pH on biosorption by *S. natans*

2.6 不同温度对吸附的影响

在含有 Ag^+ 浓度为 $14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的溶液中,各加入菌龄为 48 h 的吸附剂 $0.2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$,分别于 $20 \text{ }^\circ\text{C}$ 、 $25 \text{ }^\circ\text{C}$ 、 $30 \text{ }^\circ\text{C}$ 、 $35 \text{ }^\circ\text{C}$ 和 $40 \text{ }^\circ\text{C}$ 的温度下振荡吸附 1 h,离心弃菌体,上清液测定离子终浓度. 结果表明,球衣菌对 Ag^+ 的吸附不依赖于温度,在 $20 \text{ }^\circ\text{C}$ — $40 \text{ }^\circ\text{C}$ 范围内,吸附效果差异不大.

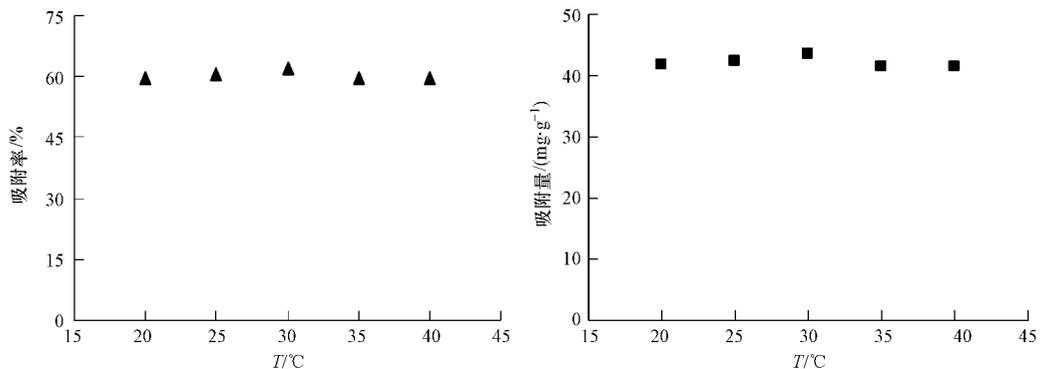


图 6 温度对球衣菌生物吸附的影响

Fig. 6 Effect of temperature on Ag^+ biosorption by *S. natans*

2.7 优化条件下的吸附情况

根据上述各项单因子的实验结果,确定了球衣菌吸附 Ag^+ 的优化条件,并在此条件下(初始浓度 $14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,吸附剂用量 $0.2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$,菌龄 32 h, pH 8, 温度 $30 \text{ }^\circ\text{C}$, 吸附时间 1 h) 进行验证实验,结果显示,吸附率可达 71.75%, 吸附量达 $50.23 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$. 王建龙等认为第 2 阶段的吸附是活细胞对物质的主动运输过程,需要消耗能量,进行得很慢^[10]. 为了证明菌体活性对吸附的作用,同时采用死菌($80 \text{ }^\circ\text{C}$ 烘干至恒重)在相同条件下进行吸附实验,结果显示,吸附率为 51.57%, 吸附量 $36.1 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,与图 4 中吸附 5 min 时的吸附率和吸附量相当,说明死菌体对 Ag^+ 吸附仅存在第 1 阶段.

在优化条件下本实验菌株对 Ag^+ 的吸附量为 $50.23 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 说明该菌吸附速度较快、吸附容量较高, 比 Lodi 等人报道的球衣菌对 Ag^+ 的吸附速度快(吸附时间为 8 d), 比孙道华等人研究的气单胞菌 SH10 对 Ag^+ 的吸附量高($35.86 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$)^[6-7]. 但是本实验菌株仅适宜处理含 Ag^+ 初始浓度 $< 15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的废水, 较文献中报道的低^[6-7].

2.8 球衣菌吸附 Ag^+ 的机理研究

2.8.1 吸附动力学模型

用数学模型对吸附过程进行拟合, 可以更好地反映球衣菌吸附 Ag^+ 的行为. 准二级动力学模型是假设金属离子占据吸附剂活性位点的速率与空余活性吸附位点的数量的平方成正比, 其方程式如下:

$$dq_t/dt = k_2(q_e - q_t) \quad (3)$$

式中 q_e 表示为吸附平衡时的单位吸附量 $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$; q_t 表示为某吸附时间时的单位吸附量 $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$; t 为吸附时间 min . k_2 为准二级动力学吸附速率常数 min^{-1} .

式(3)可用线性形式表示为:

$$t/q_t = 1/k_2 \times q_e^{-2} + t/q_e \quad (4)$$

以 t/q_t 对 t 作图, 若吸附过程符合准二级动力学模型, 那么将会得到一条直线, 由直线的斜率和截距可以得到反应的最大吸附量 q_e 以及 k_2 的值. 拟合的结果显示 t/q_t 与 t 呈线性关系, 拟合方程为 $y = 0.0223x + 0.0182$ (式中 y 为 t/q_t ; x 为 t) 相关系数 R^2 为 0.9999, 这说明球衣菌对 Ag^+ 的吸附过程符合准二级动力学方程. 吸附平衡时的单位吸附量 q_e 为 $44.84 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 吸附速率常数 k_2 为 0.0273.

2.8.2 球衣菌吸附 Ag^+ 前后的 TEM 表征

通过 TEM 观察可见(图 7) 球衣菌与 Ag^+ 溶液接触后, 菌体内呈现许多分散分布具有衍射现象的电子不透明微小颗粒形成的区域, 说明在吸附过程中确实有 Ag^+ 进入了细胞内. 但是, 此表征与球衣菌吸附 Hg^{2+} 的现象有较大差异^[8]. 有关球衣菌对于进入细胞内 Ag^+ 的解毒机制, 还有待于研究.

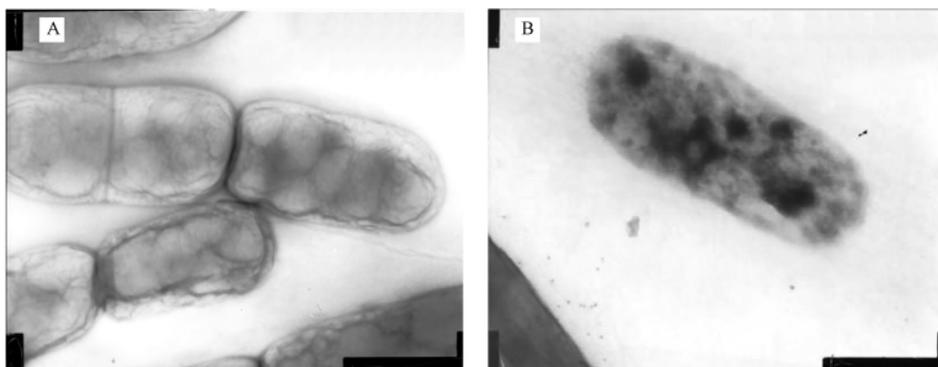


图 7 球衣菌与 Ag^+ 接触前后 TEM 图片

A. 接触前; B. 接触后

Fig. 7 TEM characterization of *S. natans* before & after adsorbing Ag^+ ($\times 20000$)

2.8.3 球衣菌吸附 Ag^+ 前后的红外光谱分析

用傅里叶变换红外光谱仪对球衣菌吸附 Ag^+ 前后的细胞进行分析, 球衣菌吸附 Ag^+ 前的红外光谱各谱峰分析见文献[13].

图 8 显示, 球衣菌吸附 Ag^+ 后红外光谱峰形没有明显的变化, 只是吸光度略有下降, 在某些波数上发生了位移并出现了一些新的特征谱峰, 如谱带 3422.78 cm^{-1} 、 1638.19 cm^{-1} 、 1055.89 cm^{-1} 分别位移到 3424.56 cm^{-1} 、 1637.03 cm^{-1} 、 1055.06 cm^{-1} 处, 同时在波数 2973.68 cm^{-1} 、 1542.57 cm^{-1} 、 978.29 cm^{-1} 和 820.39 cm^{-1} 处各出现了新的弱峰. 2973.68 cm^{-1} 是 CH_2 的伸缩振动, 1542.57 cm^{-1} 为 NH 的弯曲振动, 属于酰胺 II 带. 而弱峰 980.26 cm^{-1} 、 978.29 cm^{-1} 、 824.34 cm^{-1} 和 820.39 cm^{-1} 可能是 KBr 片中硝酸盐的双分解产物. 说明羟基、酰胺基、磷酸基以及羰基与 Ag^+ 之间发生了相互作用, 使特征峰的波数移动. 由此可见, 球衣菌对 Ag^+ 的吸附存在细胞壁成分上的活性基团与之发生络合作用的机制.

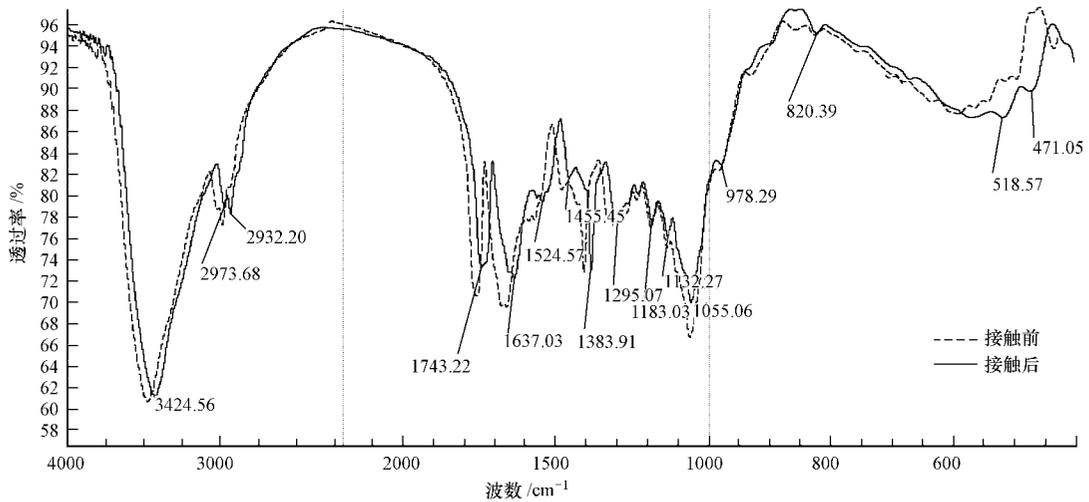


图 8 球衣菌与 Ag^+ 接触前后的红外光谱图

Fig. 8 IR spectrum of *S. natans* before & after adsorbing Ag^+

3 结论

(1) 温度对 Ag^+ 的吸附均影响不大, $20\text{ }^{\circ}\text{C}$ — $40\text{ }^{\circ}\text{C}$ 范围内都适合进行吸附. 但水中 Ag^+ 的浓度、吸附剂量、pH、吸附时间等因素对吸附效果具有显著影响.

(2) 球衣菌对 Ag^+ 有较好的吸附能力. 在优化条件下, 活菌对 Ag^+ 的吸附率为 71.75%, 吸附量为 $50.23\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 死菌的吸附率和吸附量比活菌低.

(3) 球衣菌 Ag^+ 的吸附过程符合准二级动力学方程, 吸附平衡时的单位吸附量为 $44.84\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 吸附速率常数为 0.0273.

(4) 球衣菌对 Ag^+ 的吸附主要是细胞壁上活性基团的被动吸附作用, 同时还存在少量的主动吸收作用.

参 考 文 献

- [1] 孟祥和, 胡国飞. 重金属废水处理[M]. 北京: 化学工业出版社, 2002: 144-146
- [2] 郭瑞光, 马驰, 邱启文. 洗相废水中银回收技术研究[J]. 环境工程学报, 2007, 1(10): 60-63
- [3] 黄美荣, 李振宇, 李新贵. 含银废液来源及其回收方法[J]. 工业用水与废水, 2005, 36(1): 9-12
- [4] Brierley J A, Vance D B. Recovery of precious metals by microbial biomass [J]. Biohydrometal Proc Int Symp, 1987: 477-485
- [5] 秦玉春, 关晓辉, 王海涛, 等. 浮游球衣菌对 Cu^{2+} 的吸附及生物吸附机理初探 [J]. 环境科学学报, 2008, 28(5): 892-896
- [6] Lodi A, Solisio C, Converti A, et al. Cadmium, zinc, copper, silver and chromium removal from wastewaters by *Sphaerotilus natans* [J]. Bioprocess Engineering, 1998, 19(3): 197-203
- [7] 孙道华, 李清彪, 凌雪华, 等. 气单胞菌 SH10 吸附银离子机制的研究[J]. 环境科学学报, 2006, 26(7): 1107-1110
- [8] 许旭萍, 沈雪贤, 陈宏靖. 球衣菌吸附重金属 Hg^{2+} 的理化条件及其机理研究[J]. 环境科学学报, 2006, 26(3): 453-458
- [9] 国家环保总局. 水和废水监测分析方法(第4版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 380-382
- [10] 王建龙, 韩英健, 钱易. 微生物吸附重金属离子的研究进展 [J]. 微生物学通报, 2000, 27(6): 449-452
- [11] 严杰能, 许燕滨, 段晓军, 等. 胞外聚合物的提取与特性分析研究进展 [J]. 科技导报, 2009, 27(20): 106-109
- [12] 张斌, 孙宝盛, 金敏. 浸没式膜-生物反应器膜污染物中胞外聚合物的提取与分析 [J]. 环境科学学报, 2007, 27(3): 391-395
- [13] 卢涌泉, 邓振华. 实用红外光谱解析[M]. 北京: 电子工业出版社, 1989: 11-254

MECHANISM OF Ag^+ BIOSORPTION BY *SPHAEROTILUS NATANS*

LIU Feng XU Xuping SHEN Xuexian

(College of Life Sciences , Fujian Normal University , Fuzhou , 350108 , China)

ABSTRACT

Using a strain of *Sphaerotilus natans* as biosorbent , the factors for Ag^+ adsorption in simulated waste water containing AgNO_3 , such as the initial concentration of Ag^+ , biomass concentration , the culture time of the bacterium , pH value , temperature and the adsorption time were determined , and the adsorption mechanism was further discussed. The results showed that the maximum adsorption capacity for Ag^+ on *S. natans* reached $50.23 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ dry biomass , and the adsorption rate was 71.75% under the optimal conditions with the Ag^+ concentration of $14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $0.2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ biomass precultured for 32 h , incubation temperature of $30 \text{ }^\circ\text{C}$, pH 8 , and incubation time of 60 min. The process was fast and passive. In the initial 5 minutes , the adsorption of Ag^+ reached 91% of the total capacity. The dynamic model of Ag^+ adsorption was consistent with the pseudo-second order kinetic model. TEM and IR spectrum indicated that the main biosorption mechanism included the interaction of Ag^+ with the active groups on the cell surface of *S. natans* , as well as the process of trace Ag^+ entering live cells.

Keywords: biosorbent , *Sphaerotilus natans* , Ag^+ , factor , adsorption mechanism.

安捷伦科技于 2011 年 ASMS 大会推出新型 LC/MS 和 GC/MS 系统

2011 年 6 月 6 日 ,安捷伦科技公司在 2011 年度美国质谱大会(ASMS) 上推出了新的质谱系统 ,将生物分析和化学分析的性能标准提高到一个新的水平.

Agilent 6550 iFunnel Q-TOF LC/MS 提供了低飞克级(千万亿分之一克) 的灵敏度、高达每秒 50 张谱图的快速采集速率、高达五个数量级的内扫描动态范围以及强大的性能和稳定的运行能力. 该系统非常适合于挑战性的定性和定量应用 ,如代谢组学、食品安全筛选、早期药物代谢和药代动力学分析以及蛋白质鉴定.

7200 Q-TOF GC/MS 应用范围包括环境分析、兴奋剂检测、能源研究和天然产物研究. 新型 Agilent 7200 Q-TOF 融合了 Agilent 7890A GC 以及 Q-TOF 分析仪的高质谱分辨率.

6420 三重串联四极杆液质联用仪是安捷伦广受欢迎的 6410 三重串联四极杆系统的替代产品 ,通过升级可将灵敏度提高二至八倍. 安捷伦还借助更快的电子器件和新的软件功能来进一步提高仪器的工作效率. 将用于同步化合物鉴定的触发式 MRM 引入到以保留时间分组离子转换的动态 MRM 解决方案中 ,后者的性能得以显著提高. Agilent 6420 非常适用于常规和复杂分析如毒理学、环境、食品安全、制药和毒品检测.

新版安捷伦 MassHunter 软件能够简化从仪器设置到最终报告的 LC/MS 和 GC/MS 分析. 数据分析工具可帮助用户快速查找、比较和鉴别化合物. 其中包括以化合物为中心的数据挖掘和导览以简化 MS 数据分析. 对于谱型分析实验 ,Mass Profiler Professional 可自动鉴别样品组之间的显著性差异 ,并通过谱库检索确认鉴别结果.

用于干血斑生物分析的专利样品制备卡片 ,比传统的纤维素卡片更具优势. Agilent Bond Elut DMS (干基质血斑) 不使用试剂浸渍. 降低了分析物的非特异性结合 ,从而能增强质谱响应和改善信噪比. 这一新产品可兼容自动化操作和标准冲孔工具. 冲压力仅需纤维素卡片的五分之一. 该卡片的优势在于能够加快工作流程、减轻技术人员的疲劳以及使自动化过程更加平稳. 不论血液样本中红细胞的比例多少 ,Bond Elut DMS 都能提供形状、大小一致和重现性好的血斑样品.