

DOI:10.3969/j.issn.1003-5060.2024.05.014

一株耐酸曲霉的优化培养及其对 Cu^{2+} 的去除作用

贾亚文¹, 王进¹, 王绍平², 王广成², 李伟², 岳正波¹

(1. 合肥工业大学资源与环境工程学院, 安徽合肥 230009; 2. 安徽马钢矿业资源集团南山矿业有限公司, 安徽马鞍山 243000)

摘要:生物修复是处理重金属污染的重要手段之一,真菌在生物修复中具有良好的应用前景。文章从安徽省马鞍山市某矿山废水中分离出一株丝状真菌并研究其对 Cu^{2+} 的去除作用。经形态学及 18SrDNA 序列分析鉴定为曲霉,命名 *Aspergillus* sp. MF1。研究表明:在 pH 值为 3.5 条件下,碳源为葡萄糖、氮源为酵母、碳氮比为 10.0 时有最大生物量。菌体对 Cu^{2+} 最大耐受质量比为 770.18 mg/g,并能有效地去除 Cu^{2+} 。 $\rho_0(\text{Cu}^{2+})$ 为 50、100 mg/L 时,*Aspergillus* sp. MF1 对 Cu^{2+} 的去除率分别可以达到 78.49% 和 64.63%,且 $w_{\max}(\text{Cu}^{2+})=123.99$ mg/g。在 *Aspergillus* sp. MF1 抗 Cu^{2+} 胁迫的生理响应过程中,蛋白质的作用随着 $\rho(\text{Cu}^{2+})$ 增大而增加,随时间的增长而减小。菌株 *Aspergillus* sp. MF1 具有在强酸性环境下去除 Cu^{2+} 的能力,该研究可为真菌在极端环境下治理 Cu^{2+} 污染提供一定的参考。

关键词:丝状真菌;生长条件;重金属;生长胁迫

中图分类号:X703.1

文献标志码:A

文章编号:1003-5060(2024)05-0667-06

Optimal culture of an acid-tolerant *Aspergillus* strain and its effect on Cu^{2+} removal

JIA Yawen¹, WANG Jin¹, WANG Shaoping², WANG Guangcheng², LI Wei², YUE Zhengbo¹

(1. School of Resources and Environmental Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China; 2. Nanshan Mining Co., Ltd., Anhui Masteel Mining Resources Group, Ma'anshan 243000, China)

Abstract: Bioremediation is one of the important means to deal with heavy metal pollution, and fungi have a good application prospect in bioremediation. A filamentous fungus was isolated from wastewater from a mine in Ma'anshan City, Anhui Province and its effect on the removal of Cu^{2+} was studied. It was identified as *Aspergillus* sp. MF1 by morphological analysis and 18SrDNA sequence analysis. The results showed that the maximum biomass was obtained when the pH value was 3.5, the carbon source was glucose, the nitrogen source was yeast, and the carbon to nitrogen ratio was 10.0. The maximum tolerance mass rate of Cu^{2+} was 770.18 mg/g, and Cu^{2+} could be effectively removed. When $\rho_0(\text{Cu}^{2+})$ was 50 and 100 mg/L, the Cu^{2+} removal rates of *Aspergillus* sp. MF1 could reach 78.49% and 64.63%, respectively, and $w_{\max}(\text{Cu}^{2+})$ was 123.99 mg/g. In the physiological response of *Aspergillus* sp. MF1 to Cu^{2+} stress, the role of proteins increased with the increase of $\rho(\text{Cu}^{2+})$ and decreased with the increase of time. *Aspergillus* sp. MF1 has the ability to remove Cu^{2+} in a strongly acidic environment, and this study can provide reference for the treatment of Cu^{2+} pollution by fungi in extreme environments.

Key words: filamentous fungi; growth conditions; heavy metals; growth stress

酸性矿山废水作为典型的极端环境之一,其特征,属于最难处理的一类工业废水。此外,随着社会的快速发展,电镀、染色和制革等行业亦产生具有 pH 值低和多种高浓度重金属离子复合污染

收稿日期:2021-04-30;修回日期:2021-05-14

基金项目:国家自然科学基金区域创新发展联合基金(安徽)资助项目(U20A20325)

作者简介:贾亚文(1994—),男,安徽怀宁人,合肥工业大学硕士生;

王进(1978—),女,安徽淮南人,博士,合肥工业大学教授,博士生导师;

岳正波(1980—),男,河南济源人,博士,合肥工业大学教授,博士生导师。

生大量的酸性重金属工业废水需要治理。

生物处理技术是去除金属离子的有效途径之一,同其他微生物相比,丝状真菌具有生物量大、环境适应性强和空隙结构发达等优势。近年来,利用曲霉去除酸性重金属废水中 Cu^{2+} 引起广泛关注。例如从工业土壤分离出的 3 株霉菌,在 pH 值为 4.0、 Cu^{2+} 的初始质量浓度 $\rho_0(\text{Cu}^{2+})$ 为 200 mg/L 时,菌株对 Cu^{2+} 的去除量 $w(\text{Cu}^{2+})$ 为 5.00~10.00 mg/g^[1]。利用猪笼草内生霉菌去除 Cu^{2+} ,在 $\rho_0(\text{Cu}^{2+})$ 为 500 mg/L 时, $w(\text{Cu}^{2+})$ 为 72.65 mg/g^[2]。

此外,米曲霉(*Aspergillus oryzae*)G15 菌丝及菌株对 Cu^{2+} 的最大去除量 $w_{\max}(\text{Cu}^{2+})$ 分别为 35.84、73.53 mg/g^[3]。虽然学者已开展了广泛研究,但针对强酸性含铜废水而言,由于曲霉生物量过低导致 Cu^{2+} 的去除率不高,因此限制了生物处理技术在含铜等重金属废水处理中的应用。

前述酸性矿山废水是极端微生物研究的模式场所,主要由于其中含有大量极端耐酸/嗜酸微生物。因此,从该环境中分离获得的曲霉菌株,其适应恶劣生长条件以及对高浓度重金属的耐受性强。本文从安徽某金属矿山废水中分离纯化得到一株丝状真菌(曲霉),优化其在酸性条件下的培养条件,探究其在不同质量浓度 Cu^{2+} 胁迫下的生长特性以及对 Cu^{2+} 的去除作用。

1 实验方法和材料

1.1 实验材料

1.1.1 菌种

从安徽马鞍山某矿山废水(pH 值为 3.27)中分离、筛选出的 1 株丝状真菌,经形态学及 18SrDNA 序列分析鉴定为曲霉,命名为 *Aspergillus* sp. MF1。

1.1.2 培养基

改良马丁式培养基:蛋白胨 5.0 g,酵母浸粉 2.0 g,葡萄糖 20.0 g,磷酸二氢钾 1.0 g,硫酸镁 0.5 g,蒸馏水 1 000 mL;孟加拉红培养基:葡萄糖 10.0 g,蛋白胨 5.0 g,磷酸二氢钾 1.0 g,硫酸镁($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) 0.5 g,氯霉素 0.1 g,琼脂 20.0 g,孟加拉红 0.033 g,蒸馏水 1 000 mL。

1.2 孢子悬浮液的制备

取稀释 10^3 倍的纯化菌液均匀涂布于固体培养基,28 °C、120 r/min 培养 48 h 后,倒入无菌水,并用涂布棒轻拭培养基刮下孢子,经灭菌后的滤膜过滤得到孢子悬浮液,采用细胞计数法测定

每升的孢子数量为 8×10^{10} 个,冷藏备用。

1.3 *Aspergillus* sp. MF1 耐酸性实验

1.3.1 培养条件

以曲霉生物量为评价指标,设置 pH 值梯度 2.5、3.5、4.5、5.5、7.0,选用改良马丁式培养基,28 °C、120 r/min 条件下培养 144 h,隔 8 h 取样测定真菌生物量。

1.3.2 生物量测定

80 °C 下烘干滤纸至恒质量 m_1 ,过滤收集细胞沉淀物、菌丝球,用蒸馏水洗净置于 80 °C 的烘箱中烘至恒质量,记下质量 m_2 ,采用差重法($m = m_2 - m_1$)测定真菌菌丝质量,实验重复 3 次;真菌液体培养基体积为 V ,真菌生物量 $n = m/V$ 。

1.4 *Aspergillus* sp. MF1 最适生长条件

pH 值为 3.5 的酸性条件下,以曲霉生物量为评价指标,优化碳氮源类型、碳氮比等培养条件。碳源分别为葡萄糖、蔗糖、淀粉、乙二醇、乙酸钠,氮源分别为酵母、蛋白胨、蛋白胨+酵母、尿素、硝酸钠、硫酸铵为氮源,碳氮质量比分别为 5.0、7.5、10.0、12.5、15.0,选用改良马丁式培养基,按照 1.3 节培养测试方法,培养 144 h,隔 8 h 取样测真菌生物量。

1.5 *Aspergillus* sp. MF1 对 Cu^{2+} 去除能力

分别向优化培养基添加 Cu^{2+} 至 $\rho_0(\text{Cu}^{2+})$ 为 0、50、100、300、500、1 000、2 000 mg/L,调节 pH 值为 3.5,同 1.3 节培养测试方法,培养 144 h,隔 24 h 取样测真菌生物量,采用 AA240FS 原子吸收光谱仪(美国)测定样品上清液中 Cu^{2+} 的质量浓度 $\rho(\text{Cu}^{2+})$ 。收集曲霉,4 000 r/min 离心清洗 3 次后冷冻干燥,采用 Nicolette is50 傅里叶变换红外光谱仪(美国)测定分析。

1.6 生理生化指标测定方法

蛋白质质量比采用福林酚法测定^[4];多糖质量比采用蒽酮-浓硫酸法^[5];丙二醛(MDA)的量采用硫代巴比与妥酸法测定^[6];超氧化物歧化酶(superoxide dismutase, SOD)活性采用氮蓝四唑(nitro-blue tetrazolium, NBT)法测定^[7]。

2 结果与讨论

2.1 *Aspergillus* sp. MF1 的耐酸性分析

在不同 pH 值的改良马丁式培养基中,*Aspergillus* sp. MF1 生长 144 h 的生物量和比生长速率如图 1 所示。

由图 1 可知,*Aspergillus* sp. MF1 可在 pH 值为 2.5~7.0 的强酸性至中性环境内生长,

其最适生长环境为 pH 值为 5.5 的弱酸性环境。酸性矿山废水 pH 值一般在 2.0~6.0 之间,少数低于 2.0^[8]。Aspergillus sp. MF1 在 pH 值 3.5 的酸性水环境中,其比生长速率和生物量分别为最优 pH 值环境下的 82.17% 和 71.20%。这说明该菌株适用于处理酸性重金属废水,尤其对低 pH 值重金属废水处理具有极大应用潜力。因此,后续实验在 pH 值为 3.5 的条件下展开。

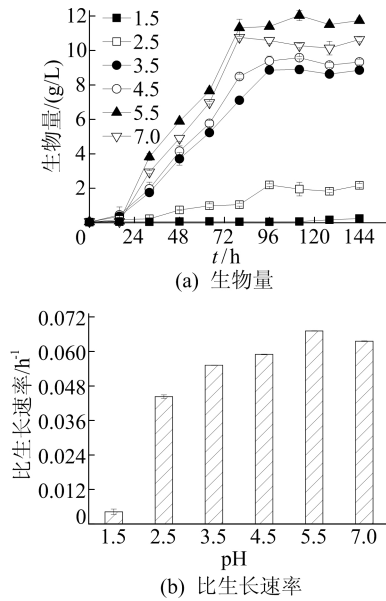


图 1 Aspergillus sp. MF1 的耐酸性测试

2.2 Aspergillus sp. MF1 生长条件优化

在 pH 值为 3.5 的酸性条件下,考察不同类型的碳源、氮源以及碳氮比对 Aspergillus sp. MF1 生长过程的影响,其优化结果见表 1 所列。

表 1 Aspergillus sp. MF1 生长条件优化结果

优化条件	优化配方	生物量/(g/L)	比生长速率/(10 ⁻² /h)
对照组	改良马丁培养基	8.86±0.14	5.63±0.01
碳源	葡萄糖	8.96±0.26	5.64±0.01
	蔗糖	8.03±0.06	5.52±0.01
	淀粉	6.38±0.09	5.28±0.02
	乙酸钠	4.16±0.05	4.84±0.01
	乙二醇	2.25±0.08	4.20±0.04
	酵母	11.34±0.21	5.88±0.02
氮源	酵母+蛋白胨	10.09±0.12	5.76±0.01
	蛋白胨	9.11±0.15	5.65±0.02
	硝酸钠	2.85±0.19	4.45±0.07
	硫酸铵	2.05±0.35	4.10±0.02
碳氮比	5.0	7.92±0.21	5.51±0.03
	7.5	10.75±0.14	5.83±0.01
	10.0	11.54±0.36	5.90±0.03
	12.5	10.87±0.06	5.84±0.06
	15.0	10.37±0.11	5.79±0.01

由表 1 可知,Aspergillus sp. MF1 在葡萄糖

培养基中比生长率和生物量均最大。Aspergillus sp. MF1 对天然有机氮源(酵母、蛋白胨)的利用大于硝态氮源硝酸钠、铵态氮源硫酸铵,且氮源为酵母时,生物量最高。碳氮比为 5.0~15.0 时,Aspergillus sp. MF1 生物量随碳氮比的增加先增大后减小,碳氮比为 10.0 时取得最大生物量(11.54±0.36) g/L。优化后培养基的碳源和氮源分别为葡萄糖和酵母,在碳氮比为 10.0 时,Aspergillus sp. MF1 生物量为(11.54±0.36) g/L,相比于对照组改良马丁培养基中菌体生物量(8.86±0.14) g/L,提升了 30.25%。

2.3 Cu²⁺ 胁迫下 Aspergillus sp. MF1 生长特性

Cu²⁺ 胁迫作用下 Aspergillus sp. MF1 的生长特性如图 2 所示。

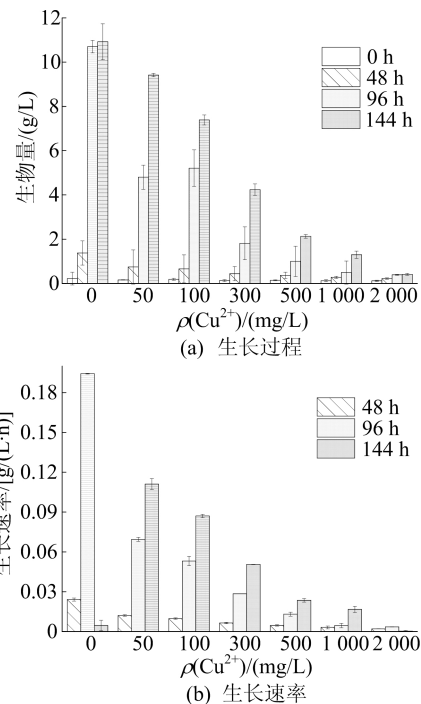


图 2 Cu²⁺ 胁迫作用下 Aspergillus sp. MF1 生长过程

由图 2 可知:在 pH 值为 3.5 条件下,Aspergillus sp. MF1 生物量、生长速率随着 ρ(Cu²⁺) 增加而减小,ρ(Cu²⁺)=2 000 mg/L 时菌体生长受到显著抑制;与对照组 ρ(Cu²⁺)=0 mg/L 相比,各实验组中 Aspergillus sp. MF1 生长停滞期延长,且 ρ(Cu²⁺) 从 50、100、300、1 000 mg/L 增加至 2 000 mg/L 时,其最大生物量分别为对照组的 86.20%、67.68%、38.82%、19.50%、11.89%。

2.4 Cu²⁺ 胁迫下 Aspergillus sp. MF1 响应

Cu²⁺ 胁迫作用下,Aspergillus sp. MF1 中 SOD 酶活力、MDA 的量如图 3 所示。

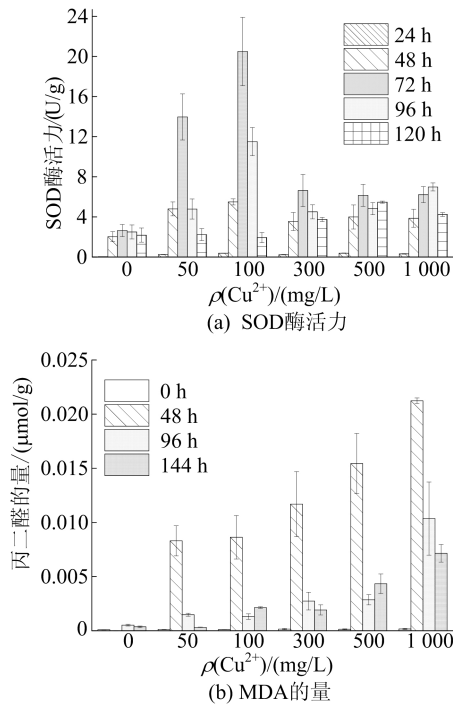


图 3 *Aspergillus sp.* MF1 中 SOD 酶活力、MDA 的量

由图 3 可知,对照组酶活力稳定不变,各实验组的 SOD 酶活力随着培养时间的延长先增大后减小;添加 Cu^{2+} 显著促进 SOD 酶活力的提高,各实验组均值分别为对照组的 2.76、4.21、1.96、2.18、2.27 倍。对照组 *Aspergillus sp.* MF1 生长稳定后检测出少量 MDA,实验组 MDA 随时间变化先增大后减小,随着 $\rho(\text{Cu}^{2+})$ 的增加而增大,均值分别

为对照组的 11.61、13.88、18.78、26.02、44.53 倍。

SOD 活性反应抗氧化酶系统的变化,MDA 是膜脂过氧化系统的最终分解产物,其含量可以反映机体受逆境伤害的程度^[9]。金属胁迫下微生物体内产生大量的活性氧(reactive oxygen species, ROS),引发膜脂过氧化反应和脱酰化,直接破坏核酸和蛋白质等代谢活动,引起微生物膜损伤、细胞器损伤和细胞凋亡^[10]。

Aspergillus sp. MF1 生物量随着 $\rho(\text{Cu}^{2+})$ 的增大而降低,这与文献[11]中 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Zn^{2+} 对菌株 *Aspergillus niger* ZJ-I 有抑制作用的结果一致。对照组菌体生长过程中 SOD 酶活力稳定不变,这是由于未受 Cu^{2+} 胁迫的正常情况下,菌体 ROS 的产生与清除受细胞内抗氧化系统的控制处于动态平衡^[12];实验组随着 $\rho(\text{Cu}^{2+})$ 的增大,MDA 的量增加,*Aspergillus sp.* MF1 生物量降低,表明 Cu^{2+} 胁迫作用增强,*Aspergillus sp.* MF1 出现损伤及凋亡。随着培养时间延长,MDA 的量与 SOD 酶活力、生长速率成反比,由于菌体抗氧化系统清除 ROS,菌体的损伤、凋亡减少,生长速率增大。当 $\rho(\text{Cu}^{2+}) > 300 \text{ mg/L}$ 时,SOD 活力明显降低,这是由于 $\rho(\text{Cu}^{2+})$ 过高会抑制 *Aspergillus sp.* MF1 的生长代谢^[13]。

Cu^{2+} 胁迫作用下,*Aspergillus sp.* MF1 中多糖、蛋白质质量比的变化如图 4 所示。

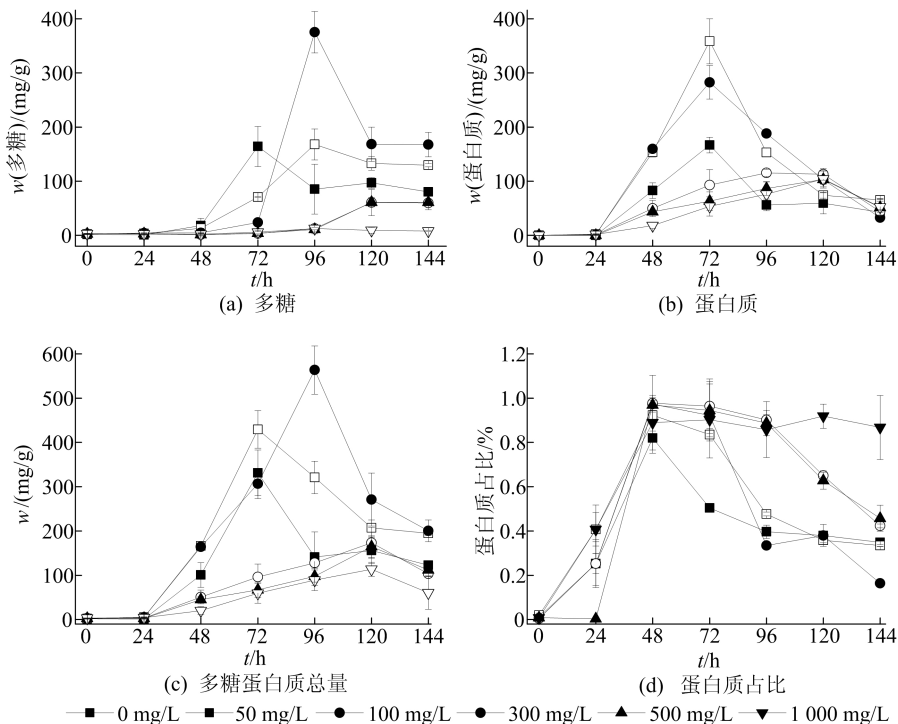


图 4 *Aspergillus sp.* MF1 中多糖、蛋白质质量比的变化

低质量浓度实验组 $\rho(\text{Cu}^{2+})$ 为 50、100 mg/L 中, $w(\text{多糖})$ 、 $w(\text{蛋白质})$ 、 w 随着培养时间的延长, 均呈先增加后降低的趋势。说明 *Aspergillus* sp. MF1 在 Cu^{2+} 胁迫下产生多糖蛋白质的生理响应, 而后这些中间代谢产物会被微生物作为生长底物和能源所消耗掉。该结果与文献[14]中黄孢原毛平革菌体通过有效的防御机制适应环境后, 实验组代谢产生的蛋白质含量减少现象一致。

各实验组中, $\rho(\text{Cu}^{2+}) = 100$ mg/L 时 w 最高, 而高质量浓度料验组 ($\rho(\text{Cu}^{2+}) > 300$ mg/L) 因菌体生理代谢活动受抑制[15], w 较低且无明显差异。对蛋白质分析结果表明, 随着 $\rho(\text{Cu}^{2+})$ 的增大, 蛋白质在胞外分泌聚合物中的占比增加, 当 $\rho(\text{Cu}^{2+}) = 1\ 000$ mg/L 时, $w(\text{蛋白质})/w$ 的平均值可达到 80.73%。这说明随着 $\rho(\text{Cu}^{2+})$ 的增加, 在 *Aspergillus* sp. MF1 抗 Cu^{2+} 胁迫的生理响应过程中, 蛋白质的作用逐渐增强[16]。

2.5 *Aspergillus* sp. MF1 对 Cu^{2+} 去除机理

Aspergillus sp. MF1 生长过程 $\rho(\text{Cu}^{2+})$ 的变化及去除率如图 5 所示。

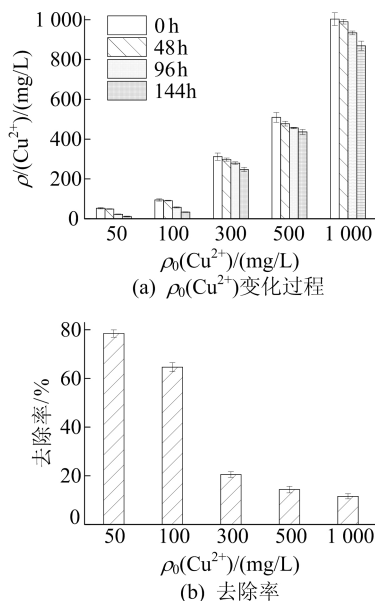


图5 *Aspergillus* sp. MF1 生长过程 $\rho(\text{Cu}^{2+})$ 变化及去除率

从图 5 可以看出, *Aspergillus* sp. MF1 对 Cu^{2+} 的去除率随着 $\rho(\text{Cu}^{2+})$ 的增大而减小。强酸性条件下 (pH 值为 3.5), 在低质量浓度实验组中 $\rho(\text{Cu}^{2+})$ 为 50、100 mg/L 时, *Aspergillus* sp. MF1 对 Cu^{2+} 的去除率高达 78.49% 和 64.63%。在高质量浓度实验组 $\rho(\text{Cu}^{2+}) > 300$ mg/L 时, 去除率分别为 21.77%、13.06%、11.58%。*Aspergillus* sp. MF1 去除 Cu^{2+}

的 $w_{\text{max}}(\text{Cu}^{2+})$ 为 123.99 mg/g。主要由于菌体表面提供丰富的活性吸附位点, 对 Cu^{2+} 的吸附率较高; 但是当 $\rho(\text{Cu}^{2+})$ 增大时, 离子间开始竞争吸附位点, 同时活性吸附位点的饱和度增加, 菌体对 Cu^{2+} 去除率降低。据文献[17]报道, 表面吸附及胞内积累是黄曲霉 CR500 去除 Cu 的主要原因。低 $\rho(\text{Cu}^{2+})$ 环境下, 菌体吸收 Cu^{2+} 沉淀于细胞器、细胞质, 降低 Cu^{2+} 胁迫作用, 去除率升高; 高 $\rho(\text{Cu}^{2+})$ 环境下, 菌体胞内累积 Cu^{2+} 过多, 生物毒性大, 菌体向胞外转运部分 Cu^{2+} , 去除率降低。另外可能原因是生物量减少导致 Cu^{2+} 吸附相关的表面官能团减少[18]。

分别将对照组和实验组 $\rho(\text{Cu}^{2+}) = 100$ mg/L 培养获得的菌丝进行红外光谱分析, 结果如图 6 所示。

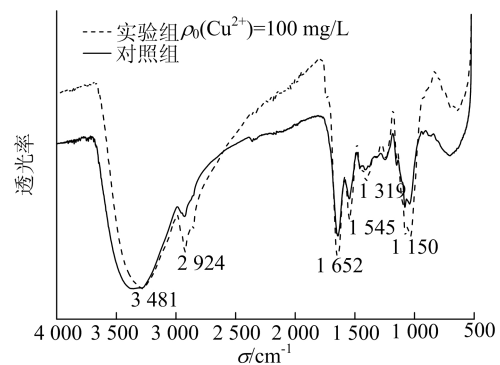


图6 Cu^{2+} 胁迫作用前后菌丝固相产物对比图

由图 6 可知, 对照组中, 3500~3200 cm^{-1} 处出现的吸收峰对应—OH 和—NH 伸缩振动; 2924 cm^{-1} 吸收峰对应脂类 C—H 伸展; 1660~1640 cm^{-1} 、1550~1520 cm^{-1} 吸收峰对应蛋白质肽键的典型酰胺 I 带 (C=O 和 C—N 的伸缩振动)、酰胺 II 带 (N—H 的弯曲振动 C—N 的伸缩振动); 1320、1240、1150 cm^{-1} 吸收峰分别对应 C=O、C—O、C—O—C 伸缩振动, 其中 1030~1150 cm^{-1} 吸收峰对应官能团来自多聚糖[19-20]。在实验组 $\rho(\text{Cu}^{2+}) = 100$ mg/L 中, 红外吸收峰均无明显偏移但有不同程度增强, 说明各官能团参与 Cu^{2+} 去除而种类未发生变化[21]。2924 cm^{-1} 吸收峰峰强增大, 说明脂类官能团与 Cu^{2+} 成键; 1651、1544 cm^{-1} 处吸收峰 (酰胺 I 带、酰胺 II 带) 峰强增大, 说明蛋白质中氨基、羧基与 Cu^{2+} 成键; 1320 cm^{-1} 吸收峰 (C=O) 偏移, 1240 cm^{-1} 吸收峰 (C—O), 1150 cm^{-1} 吸收峰 (C—O—C) 峰强皆高于对照组, 说明 C=O、C—O、C—O—C 与

Cu^{2+} 成键。实验结果说明 Cu^{2+} 胁迫作用下, *Aspergillus sp.* MF1 中来自多糖脂质蛋白质的羧基、羰基和氨基等基团参与对 Cu^{2+} 的去除^[22]。

3 结 论

Aspergillus sp. MF1 能够在 pH 值为 2.5~7.0 的酸性至中性环境下生存。在 pH 值为 3.5 时, *Aspergillus sp.* MF1 在优化培养条件即以葡萄糖为碳源、酵母为氮源和碳氮质量比为 10.0 时, 生物量最高达到 (11.54 ± 0.36) g/L, 提升了 30.25%。*Aspergillus sp.* MF1 生物量随着 $\rho(\text{Cu}^{2+})$ 的增大而减小, 强酸性条件下 (pH 值为 3.5), 对 50、100 mg/L Cu^{2+} 的去除率分别为 78.49%、64.63%, 且 $w_{\text{max}}(\text{Cu}^{2+})$ 为 123.99 mg/g。在 *Aspergillus sp.* MF1 抗 Cu^{2+} 胁迫的生理响应过程中, 蛋白质具有重要作用; 红外光谱分析表明, *Aspergillus sp.* MF1 中来自多糖脂质蛋白质的羧基、羰基和氨基等基团参与了对 Cu^{2+} 的去除。

[参 考 文 献]

- [1] LIAQUAT F, HAROON U, MUNIS M, et al. Efficient recovery of metal tolerant fungi from the soil of industrial area and determination of their biosorption capacity[J]. Environmental Technology & Innovation, 2020, 21: 101237.
- [2] WONG C, TAN L T, MUIAHID A, et al. Biosorption of copper by endophytic fungi isolated from *Nepenthes ampullaria* [J]. Letters in Applied Microbiology, 2018, 67(4): 384-391.
- [3] 龙丹丹. 产菌核米曲霉 G15 对铜、铅离子的抗性机制和吸附特性研究[D]. 太原: 山西大学, 2017.
- [4] 王新宇, 刘振华, 李影丹, 等. 猴头菌浸膏多糖及蛋白质含量测定方法的比较[J]. 黑龙江畜牧兽医, 2018(11): 219-223.
- [5] 何佩娟, 张宇洁. 多糖含量测定的方法综述[J]. 现代食品, 2019(2): 27-31.
- [6] 李合生. 植物生理生化原理和技术[M]. 北京: 高等教育出版社, 2000: 260-261.
- [7] BEAUCHAMP C, FRIDOVIC I. Superoxide dismutase: improved assays and an assay applicable to acrylamide gels [J]. Analytical Biochemistry, 1971, 44(1): 276-287.
- [8] 王晨昇, 胡格吉乐吐, 姜大伟. 国外酸性矿山废水管理计划概述[J]. 矿产勘查, 2019, 10(2): 378-382.
- [9] 徐萌, 王宇楠, 李滢璟, 等. 一株野生大豆内生真菌 YD-25 的筛选鉴定及其抗重金属活性研究[J]. 大豆科学, 2019, 38(2): 258-266.
- [10] PRIYADARSHINI E, PRIYADARSHINI S, COUSINSB G, et al. Metal-Fungus interaction: review on cellular processes underlying heavy metal detoxification and synthesis of metal nanoparticles [J]. Chemosphere, 2021, 274(3): 129-976.
- [11] 王雪莹, 刘圆, 高天鹏, 等. 重金属胁迫对真菌生长及发酵液 pH 的影响[J]. 微生物学通报, 2020, 47(10): 3226-3236.
- [12] MITTLER R, VANDERAUWERA S, GOLLERY M, et al. Reactive oxygen gene network of plants[J]. Trends in Plant Science, 2004, 9(10): 490-498.
- [13] 陈保冬, 孙玉青, 张莘, 等. 菌根真菌重金属耐性机制研究进展[J]. 环境科学, 2015, 36(3): 1123-1132.
- [14] 李宁杰. 白腐真菌对废水中 Pb~(2+) 的去除及稳定化机理的研究[D]. 长沙: 湖南大学, 2015.
- [15] 冯欢, 豆青, 王海华, 等. 2 种外生菌根真菌的铅耐受性及相关机制[J]. 西北林学院学报, 2017, 32(2): 188-196.
- [16] 陈安伟. 白腐真菌对废水中镉和 2,4-二氯酚的去除及其生理响应机制[D]. 长沙: 湖南大学, 2014.
- [17] KUMAR V, DWIVEDI S K. Hexavalent chromium reduction ability and bioremediation potential of *Aspergillus flavus* CR500 isolated from electroplating wastewater[J]. Chemosphere, 2019, 237: 124567.
- [18] KUMAR V, DWIVEDI S K. Bioremediation mechanism and potential of copper by actively growing fungus *Trichoderma lixii* CR700 isolated from electroplating wastewater[J]. Journal of Environmental Management, 2021, 277(1): 111370.
- [19] 银玉容. 烟曲霉胞外聚合物与水中重金属 Cu~(2+)Cd~(2+)和 Pb~(2+)的相互作用及机理[D]. 广州: 华南理工大学, 2012.
- [20] 王婧瑶. 黑曲霉-稻草秸秆复合吸附剂吸附重金属离子特征及机制研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2017.
- [21] 付川, 余顺慧, 黄怡民, 等. 紫花苜蓿对铜胁迫生理响应的傅里叶变换红外光谱法研究[J]. 生态学报, 2014, 34(5): 1149-1155.
- [22] 胡立新. 基于傅里叶变换红外光谱的生物毒性测试方法及咪唑类离子液体毒性作用机制研究[D]. 广州: 中国科学院大学(中国科学院广州地球化学研究所), 2018.

(责任编辑 吴 亮)