

细菌和真菌对复合污染模拟废水的处理研究

曹文川^{1,2}, 连 宾¹, 臧淑艳¹

1. 中国科学院 地球化学研究所, 环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550002;

2. 中国科学院 研究生院, 北京 100049

摘 要: 本文利用胶质芽孢杆菌(*Bacillus mucilaginosus*)和黑曲霉(*Aspergillus niger*)处理铜-苯酚(简称铜-酚)和镉-苯酚(简称镉-酚)这类有机-无机复合污染模拟废水,采用胶质芽孢杆菌和黑曲霉分别单独、联合或先后处理等5种方式,探讨了这两类菌体对复合污染模拟废水的处理效果及优化方法。结果表明,微生物对铜-酚废水的处理效果优于对镉-酚废水。对于铜-酚废水的处理表明,当废水中苯酚浓度为50~200 mg/L时,去除率可达80%以上,最高可达94.65%,其中铜的去除率较苯酚低;当模拟废水中铜浓度为30 mg/L时,可达最高去除率(60.02%)。微生物对镉-酚废水的处理表明,当废水中镉离子浓度为4 mg/L时,最高去除率为58.44%,苯酚的去除率一直保持在30%左右。

关 键 词: 胶质芽孢杆菌;黑曲霉;铜;镉;苯酚

中图分类号: X172 **文献标识码:** A **文章编号:** 1007-2802(2011)03-0328-06

Remediation Effect of Bacteria and Fungi on Simulated Complex Wastewater

CAO Wen-chuan^{1,2}, LIAN Bin¹, ZANG Shu-yan¹

1. State Key Laboratory of Environment Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; 2. Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract: Bacteria and fungi were used to deal with organic-inorganic complex wastewater containing Cu^{2+} (or Cd^{2+}) and phenol. 5 different experiment methods, a method of using single *Bacillus mucilaginosus*, a method of using single *Aspergillus niger*, a multi-step method of using both *B. mucilaginosus* and *A. niger*, a sequential methods of first using *B. mucilaginosus* as flocculant and then using *A. niger* in the degradation step and vice versa, were set up and explored. The results showed that the treatment efficiency for Cu^{2+} -phenol complex wastewater was better than that for Cd^{2+} -phenol complex wastewater. For Cu^{2+} -phenol complex wastewater, when the concentration of phenol was between 50~200 mg/L, the average removal rate was higher than 80% with a maximum of 94.65%. The removal rate of Cu^{2+} was lower than that of phenol, the maximum removal rate was 60.02% when the concentration of Cu^{2+} was 30 mg/L. The results of Cd^{2+} -phenol wastewater showed that the best removal rate of Cd^{2+} was 58.44% when the concentration of Cd^{2+} was 4 mg/L. The removal rate of phenol remained around 30% regardless of the concentration of phenol in the complex wastewater.

Key words: *Bacillus mucilaginosus*; *Aspergillus niger*; Cu^{2+} ; Cd^{2+} ; Phenol

近年来,含重金属和难降解有机污染物的废水一直是我国工业水污染治理中的重点和难点^[1,2]。研究证实,重金属污染对于人群健康的危害是多方面、多层次的,其毒理作用会造成生殖障碍,影响胎

儿正常发育,威胁儿童和成人身体健康等^[2~4]。苯酚及其衍生物属芳香族化合物,是废水中常见的一类高毒性和难降解的有机污染物^[4~9]。酚类废水的毒害作用非常大,对人类和动植物都有危害^[10~15]。

收稿日期:2011-03-11 收到,04-14 改回

基金项目:中国科学院知识创新工程重要方向项目(kzcx2-yw-135);国家自然科学基金资助项目(40803037);国家自然科学基金委创优群体项目(41021062),中国科学院“百人计划”项目

第一作者简介:曹文川(1983-),女,硕士,研究方向:环境地球化学。E-mail:cwc-162@163.com.

通讯作者:连宾(1964-),男,研究员。E-mail:bin2368@163.com.

重金属和有机物共同污染的复合废水对人体和环境的毒害作用更大。目前,对含重金属废水的处理大多采用物理化学方法^[1],对含酚有机废水则主要采用生物化学方法^[2],由于二次污染和处理效率等问题,很难从根本上解决重金属废水、酚类有机废水的污染问题^[1,2]。本研究所选用的微生物处理复合污染废水的组合研究迄今尚未见报道。

微生物絮凝剂(Microbial Flocculants, MBF)是利用生物技术,从微生物体或其分泌物中获得的一种安全、高效,且能自然降解的新型水处理絮凝剂^[16]。由于 MBF 不仅有传统化学絮凝剂的絮凝特性,而且有易降解、无二次污染、对有机胶体絮凝效率高和絮凝物易脱水等优点,因而受到广泛的关注^[17,18]。文献报道了胶质芽孢杆菌(*Bacillus mucilaginosus*)对多种重金属废水的絮凝作用,证明它在水处理中有广泛的应用潜力^[19~22]。利用真菌处理含酚类有机废水是近年来新发展的一项生物技术,细菌易受废水成分、有机污染物浓度等的制约,对重金属尤其敏感,相比较而言,真菌对有机污染物和重金属具有较强的抗性和解毒作用,因此利用真菌修复复合污染废水有很大的潜力^[23]。本文报道了胶质芽孢杆菌和黑曲霉(*Aspergillus niger*)联合修复铜-酚、镉-酚复合污染模拟废水的研究,这将为复合污染废水的生物处理提供可资借鉴的科学方法。

1 材料与方 法

1.1 菌种介绍

1.1.1 黑曲霉真菌 黑曲霉由中国科学院地球化学研究所环境生物科学与技术研究中心提供。黑曲霉菌种在 PDA 固体培养基中活化 3 d 后,接入查氏液体培养基(NaNO₃ 3 g, K₂HPO₄ 1 g, MgSO₄ · 7H₂O 0.5 g, KCl 0.5 g, FeSO₄ · 7H₂O 0.01 g, 蔗糖 30 g, 纯水 1000 mL)中。在 30℃、150 rpm 条件下振荡培养 3 d 后,培养液中黑曲霉菌丝球为小米粒大小(直径约 1 mm),摇匀后作为后续试验的微生物絮凝材料,即真菌 MBF^[17]。

1.1.2 胶质芽孢杆菌 胶质芽孢杆菌由中国科学院地球化学研究所环境生物科学与技术研究中心提供。菌种在无氮培养基中活化后接入有氮培养基[蔗糖 10.0 g, 酵母膏 0.3 g, (NH₄)₂SO₄ 0.5 g, CaCO₃ 0.5 g, MgSO₄ · 7H₂O 1.0 g, K₂HPO₄ 1.0 g, pH 为 7.0~7.5, 蒸馏水 1.0 L]扩大培养,以此扩大培养物按 10%接种量接入灭菌无氮培养基中,在 28~30℃、150 rpm 条件下振荡培养 5 d 后,培养液呈粘稠絮状,摇匀后作为下述的细菌 MBF。

1.2 模拟废水

1.2.1 铜-酚复合废水 组成为 MgSO₄ · 7H₂O (0.5 g/L)、KCl(0.5 g/L)、NaNO₃(1 g/L)、钼酸铵(0.014 g/L);CuSO₄ · 5H₂O 和苯酚的浓度依据后续试验需要配置。

1.2.2 镉-酚复合废水 组成为 MgSO₄ · 7H₂O (0.5 g/L)、KCl(0.5 g/L)、NaNO₃(1 g/L)、钼酸铵(0.014 g/L);CdCl₂ · 2.5H₂O 和苯酚的浓度依据后续试验需要配置。

1.3 实验方法

1.3.1 不同菌剂投加方式对废水的处理方法

(1)铜-酚模拟废水:取含 Cu²⁺浓度为 50 mg/L,苯酚浓度为 150 mg/L 模拟废水 100 mL 于 250 mL 三角瓶中,设置 5 组样品进行不同处理(A-E,表 1)。5 组样品在摇床培养 3 d 后,溶液在 5000 r/min 下离心 10 min,取上清液分别测量重金属和苯酚的含量(重复 3 次)。

表 1 铜-酚模拟废水不同处理方式

Table 1 The different treatment methods for composite wastewater containing Cu²⁺ and phenol

组号	处 理 方 式
A	废水灭菌后加入 10%细菌 MBF
B	废水灭菌后加入 10%真菌 MBF
C	废水灭菌后加入 5%真菌 MBF 及 5%细菌 MBF
D	第一步:废水中加入 5%细菌 MBF,150 r/min 摇床转速下 15 min,水样在 5000 r/min 离心 10 min,去沉淀 第二步:上清液灭菌后加入 5%真菌 MBF
E	第一步与 D 组相同,第二步不灭菌直接加 5%真菌 MBF

(2)镉-酚模拟废水:取含 Cd²⁺浓度为 20 mg/L,苯酚浓度为 150 mg/L 模拟废水 100 mL 于 250 mL 三角瓶中,设置 5 组样品进行不同处理(A-E),处理方式同上。

1.3.2 MBF 对不同浓度复合污染模拟废水处理方 法

(1)铜-酚模拟废水:根据预试验,选取不同浓度(表 2)铜-酚模拟废水 100 mL 于 250 mL 三角瓶中,根据 1.3.1 中(1)结果进行修复试验,测定修复前后重金属离子浓度、苯酚浓度及样品处理前后的 pH 值。每项试验 3 次重复。

表 2 铜-酚模拟废水浓度设计

Table 2 Concentrations of Cu²⁺ and phenol

in the composit wastewater		mg/L				
编 号	1	2	3	4	5	6
C _{Cu²⁺}	5	10	30	50	80	200
C _{phenol}	50	100	150	200	250	400

(2) 镉-酚模拟废水

取不同浓度(表3)模拟废水 100 mL 于 250 mL 三角瓶中,根据 1.3.1(2)结果进行生物处理试验。

表3 镉-酚模拟废水浓度设计

Table 3 Concentrations of Cd^{2+} and phenol

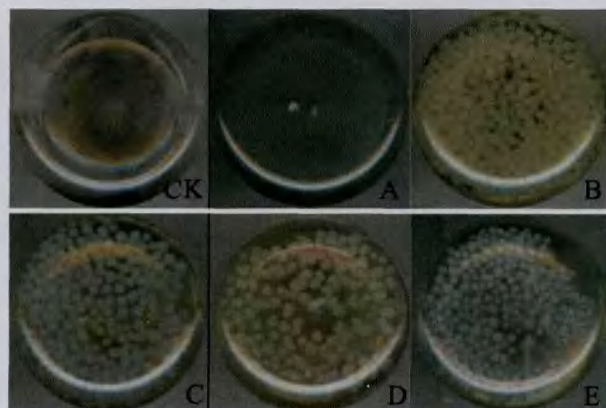
编号	in the composite wastewater					mg/L
	1	2	3	4	5	
$C_{Cd^{2+}}$	2	4	8	10	24	30
C_{phenol}	50	100	150	200	250	400

1.3.3 测量方法 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 采用 PE-5100-PC 型原子吸收光谱仪测定,苯酚采用分光光度法^[5]。

2 结果与讨论

2.1 利用不同 MBF 投加方式处理模拟废水

如图 1,5 种方式对铜-酚模拟废水处理后得出的现象差别很大:观察图 1 可见对照(CK)铜-酚废水溶液中因含有 Cu^{2+} 而呈淡蓝色,溶液清澈透明;仅添加细菌处理的样品(图 1A),溶液整体颜色比空白略浅略浑浊,瓶底可见淡蓝色沉淀;仅经过真菌处理的试样中,菌丝球呈现乳白色圆形或者椭圆形,生长饱满、外围光滑,平均直径为 4~6 mm,溶液为浅蓝色(图 1B);图 1(C)为溶液灭菌后同时加真菌、细菌 MBF 处理后的现象,可见样品溶液略浑浊,菌丝球外围不如图 1(B)中光滑,菌丝球也略小;经过第 4 种处理方式处理后样品(图 1D)的现象与图 1(C)类似,不同的是菌丝球外观不再是明显的椭圆形或者球形,其形状和大小参差不齐且溶液浑浊呈浅黄色;图 1(E)为未经灭菌,先经过细菌絮凝,再经过真菌降解后样品图片,可见溶液呈浅蓝色,颜色比空白



图片编号对应 5 种不同处理方式编号

图 1 不同处理方式对铜-酚废水试验效果

Fig. 1 Comparison results of five different methods for Cu^{2+} -phenol wastewater

颜色浅,样品中黑曲霉菌丝球外围光滑呈乳白色,但是菌丝球平均直径均比图 1(B~D)中小。

5 种不同处理方式对镉-酚模拟废水处理现象对比见图 2,整体来说各投加黑曲霉的样品中,菌丝球生长情况均比铜-酚废水要差,菌丝球生长大小均略小。图 2 中对照(CK)镉-酚废水图片,溶液为无色透明;单独添加细菌的样品,处理后溶液仍为无色透明,但是瓶底可见少量白色沉淀,如图 2(A);单独经过黑曲霉处理的样品,菌丝球出现相互粘连簇拥现象,菌丝球呈乳白色,外围不光滑,菌丝球大小为 1.5 mm 左右如图 2(B);图 2(C)中菌丝球生长情况比图 2(B)略好,菌丝球直径 2~2.5 mm,外围光滑,呈现乳白色;图 2(D)现象与图 2(C)类似,菌丝球略大,大的可达 3 mm 以上;图 2(E)现象与图 2(C)类似。

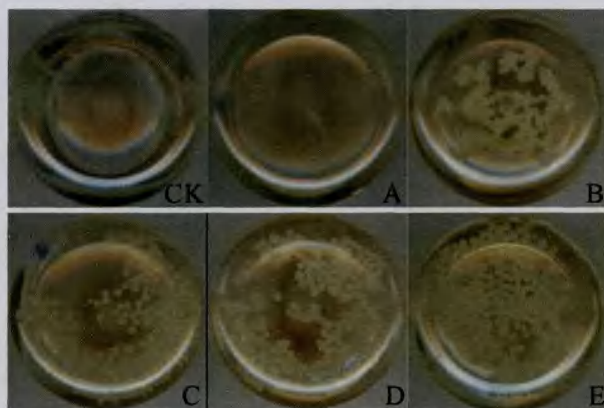


图 2 不同处理方式对镉-酚废水试验效果

Fig. 2 Comparison results of five different methods for Cd^{2+} -phenol wastewater

5 种不同处理方式对两类模拟废水处理效果有很大差异(表 4)。对于铜浓度为 50 mg/L,苯酚浓度为 150 mg/L 的模拟废水而言,A 方式对重金属去除方法最佳;E 方式对于苯酚去除效果最好,为 94.54%。B~D 方式对重金属去除率差,对于苯酚

表 4 不同处理方式处理铜-酚、镉-酚模拟废水结果

Table 4 The results of using different methods on wastewater containing Cu^{2+} (or Cd^{2+}) and phenol

组号	处理方式	铜-酚模拟 废水去除率(%)		镉-酚模拟 废水去除率(%)	
		Cd^{2+}	苯酚	Cd^{2+}	苯酚
A	灭菌→细菌	73.8	31.05	52.16	6.78
B	灭菌→真菌	9.28	48.71	9.30	4.41
C	灭菌→(细菌+真菌)	0.27	84.75	8.88	8.32
D	细菌→灭菌→真菌	7.72	87.44	17.66	6.79
E	细菌→真菌	16.68	94.54	22.21	2.38

都有不同程度的去除;总体来说,真菌和细菌相结合的处理方式优于单独用真菌或细菌的处理。

对于镉浓度为 20 mg/L,苯酚浓度为 150 mg/L 的模拟废水而言,整体来说处理效果都不如铜-酚废水。5 种方式对于苯酚的处理效果均较差,很可能是镉的毒性抑制了微生物降解性能^[17,18];在去除重金属时,A、E 两种方式稍好于其他,E 法由于没有经过灭菌,对于实际操作更有参考价值。

综合考虑以上情况及实际应用的可能性,两种废水都选择方式 E 进行后续不同浓度复合污染模拟污水处理试验。

2.2 混合菌剂处理不同浓度模拟废水

2.2.1 混合菌剂处理不同浓度铜-酚模拟废水 不同浓度铜-酚模拟废水(表 2)经过细菌和真菌 MBF 处理后,黑曲霉在水样浓度编号为 1~5 中生长良好,菌丝球饱满,均呈现乳白色,菌丝外围光滑,平均直径达到 3~4 mm。相比之下,在编号 6 的高浓度铜-酚模拟废水中菌丝球生长缓慢,最大直径只有 1.5 mm,高浓度的重金属和苯酚可能抑制了真菌的生长。混合菌剂对不同浓度铜-酚复合废水的去除率见图 3。 Cu^{2+} 去除率计算采用公式采用公式(1)计算。

$$D = (C_0 - C_1) / C_0 \cdot 100\% \quad (1)$$

式中, D 为去除率; C_0 为处理前废水重金属离子浓度(mg/L); C_1 为处理后水样上清液中的重金属离子浓度(mg/L)。

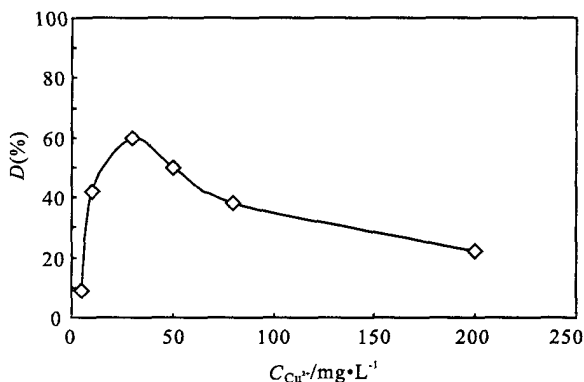


图 3 不同浓度铜-酚废水中 Cu^{2+} 去除率

Fig. 3 The removal rate of Cu^{2+} for Cu^{2+} -phenol wastewater with different concentrations of Cu^{2+}

模拟废水中 Cu^{2+} 的去除主要是由细菌 MBF 的絮凝特性决定的^[20]。由图 3 可知, Cu^{2+} 的去除率随着浓度增高迅速提高,当 Cu^{2+} 浓度为 30 mg/L 时,絮凝率为 60.02% 达到顶峰,随后絮凝率逐渐降低,当浓度为 200 mg/L 时,絮凝率仅 22.07%。这说明胶质芽孢杆菌产生的生物絮凝剂对于低浓度含铜废

水有较好的絮凝作用,与已有报道^[24]一致。胶质芽孢杆菌会分泌大量的粘性大分子物质,可以通过吸附、电中和、架桥作用等多种方式絮凝重金属离子^[22]。当浓度增高时,由于胶质芽孢杆菌的吸附点位是一定的,同时高浓度模拟废水中不但有很高的重金属离子含量,也有大量的苯酚,这都会对胶质芽孢杆菌有毒害作用,两者都会影响铜离子的去除率。

对于苯酚而言,在浓度低于 200 mg/L 时苯酚均有较好的降解效果,去除率都可达到 80% 以上,最高可达 94.65% (图 4)。浓度大于 200 mg/L 以后,其去除率迅速降低,当浓度为 400 mg/L,仅为 28.74%。苯酚的去除主要是通过黑曲霉降解它作为自身生长碳源来实现的。本试验结果也可以验证这一点,实验中,在浓度为 400 mg/L 水样中,黑曲霉几乎没有生长。微生物絮凝和降解的机理完全不同,黑曲霉降解苯酚是通过自身生长代谢实现的,高浓度时,苯酚对其细胞的毒害作用大^[10,15],使其减慢甚至会停滞黑曲霉的生长活动,因此也就不能继续提高苯酚降解量。而对絮凝来说,即使毒性作用破坏或毒害了某些菌体细胞,生物絮凝剂分泌的粘性物质及菌体表面仍可能继续吸附部分金属离子。

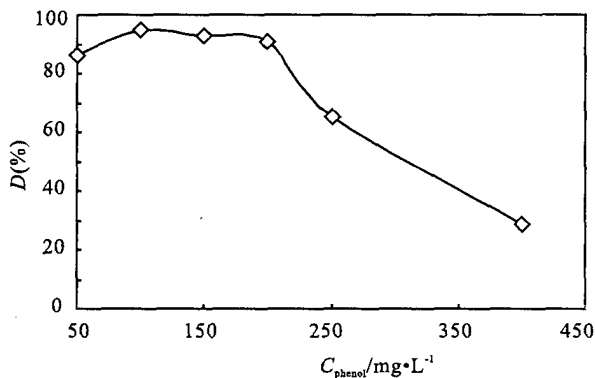


图 4 不同浓度铜-酚废水中苯酚去除率

Fig. 4 The removal rate of phenol for Cu^{2+} -phenol wastewater with different concentrations of phenol

由表 5 结果可知,铜-酚模拟废水原始 pH 值为 5 左右,而单独苯酚废水 pH 值在 7 左右。这是因为硫酸铜为强酸弱碱盐,其水溶液电离大于水解,因此模拟废水呈现弱酸性。降解后各个浓度模拟废水 pH 值均下降至 3 左右,这是因为真菌降解苯酚过程中会产生酸性物质^[25]。随着水样浓度增高,pH 值呈现升高趋势。这可能与苯酚的毒性有关,酚及其衍生物能引起蛋白质变性,并破坏生物膜^[11,12,26,27]因此,高浓度苯酚废水对黑曲霉有毒害作用,这也不利于黑曲霉生长,进而降低降解效率。

2.2.2 混合菌剂对不同浓度铜-酚模拟废水的处理

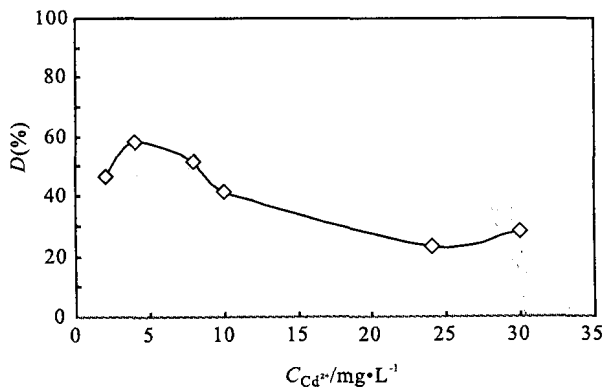
表 5 铜-酚模拟废水 pH 值变化

Table 5 The pH values of Cu^{2+} -phenol composite wastewater before and after the treatment

编 号	1	2	3	4	5	6
原始 pH 值	5.99	5.98	5.42	5.56	5.41	5.45
降解后 pH 值	2.80	2.93	2.96	2.94	3.36	3.31

不同浓度的镉-酚废水(表 3)经过胶质芽孢杆菌和黑曲霉真菌依次处理后的试验结果表明,水样中黑曲霉菌丝球平均直径随着模拟废水浓度增高而减小,由设计浓度 1(Cd^{2+} 2 mg/L, 苯酚 50 mg/L)中菌丝球平均直径为 2 mm 左右,下降至设计浓度 6(Cd^{2+} 30 mg/L, 苯酚 400 mg/L)中的平均直径为 1.2 mm,相邻浓度之间菌丝球平均直径差别较小。黑曲霉在镉-酚废水中生长比铜酚废水生长情况差很多,菌丝球不够饱满,菌丝外围也不光滑,菌丝球直径大小不一,最小仅为 1 mm 左右,最大可达到 3 mm。

对于 Cd^{2+} 来说,模拟废水浓度较低时, Cd^{2+} 去除率(图 5)随着溶液浓度增高而迅速提高,当 Cd^{2+} 浓度为 4 mg/L 时,去除率为 58.44%,达到最大值。这可能是因为低浓度时,溶液毒性较低,黑曲霉对镉离子有一定的吸附效果,因此增加了去除率。随后 Cd^{2+} 去除率逐渐降低,当浓度为 24 mg/L 时,其去除率仅有 23.52%,达到最低去除率。据报道, Cd^{2+} 对很多植物和动物都有毒害作用^[28,29],因此,推断 Cd^{2+} 对生物菌剂的毒害作用,影响了真菌降解效果。当 Cd^{2+} 浓度为 30 mg/L, Cd^{2+} 去除率略有增加,这可能是因为模拟废水中较高的离子浓度,黑曲霉同时也有部分的絮凝作用,从而逐渐增加了 Cd^{2+} 的去除率。

图 5 不同浓度铜酚废水中 Cd^{2+} 去除率Fig. 5 The removal rate of Cd^{2+} for Cd^{2+} -phenol wastewater with different concentrations of Cd^{2+}

对于镉-酚模拟废水中的苯酚而言,去除率比

铜-酚模拟废水低很多,其去除率曲线(图 6)平缓,所有浓度下的去除率均保持在 30%左右。这可能是因为 Cd^{2+} 的毒性导致黑曲霉不能在该模拟废水中良好生长,因此苯酚去除率也相应不高。

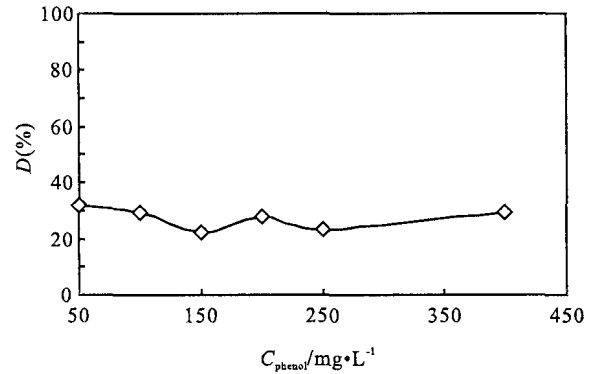


图 6 不同浓度镉-酚废水中苯酚去除率

Fig. 6 The removal rate of phenol for Cd^{2+} -phenol wastewater with different concentrations of phenol

铜-酚模拟废水原始 pH 值均接近中性,各个浓度 pH 值均比铜-酚模拟废水 pH 值高(表 6),这是因为 CdCl_2 水溶液电离作用和水解作用没有明显强弱差别,对溶液 pH 值影响不大。降解后浓度 1~4 号样品 pH 值略有升高,这由于 MBF 对镉-酚废水处理效果较差,没有产生足够的酸性物质来平衡 pH 值;5、6 号样品 pH 值为酸性,这可能是因为苯酚的降解总量在这两个浓度时均较大,产生较多的酸性物质使 pH 值降低。

表 6 镉-酚模拟废水 pH 变化

Table 6 The pH values of Cd^{2+} -phenol composite wastewater before and after the treatment

编 号	1	2	3	4	5	6
原始 pH	5.81	6.45	6.55	6.42	6.37	6.34
降解后 pH 值	7.85	7.80	8.02	7.54	3.35	3.36

3 结 论

(1) 5 种不同处理方式对铜-酚、镉-酚模拟废水处理效果差别显著,单独(细菌或真菌)处理效果均没有两种微生物联合处理效果好。

(2) 对于不同浓度的铜-酚模拟废水来说, Cu^{2+} 的最高去除率为 60.02%(浓度为 30 mg/L),最低去除率为 22.07%(浓度为 200 mg/L);苯酚在浓度为 50~200 mg/L 范围内,均能保持较高的去除率,最高可达 94.65%,当浓度为 400 mg/L 时,苯酚去除效果最差,仅为 28.74%。

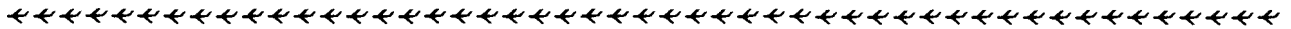
(3) 镉-酚模拟废水无论是重金属离子还是有机物的去除效果均不如铜-酚废水效果好。 Cd^{2+} 的去

除率最高仅为 58.44% (浓度为 4 mg/L), 苯酚去除率一直保持在 30% 左右。

参考文献 (References):

- [1] 梅光泉. 重金属废水的危害及治理[J]. 微量元素与健康研究, 2004, 21(4): 54-56.
Mei Guangquan. Harmfulness and treatment of heavy metal waste water [J]. Studies of Trace Elements and Health, 2004, 21(4): 54-56. (in Chinese with English abstract)
- [2] 王韬, 李鑫钢, 杜启云. 含酚废水治理技术研究进展[J]. 化工进展, 2008, 27(2): 231-235.
Wang Tao, Li Xingang, Du Qiyun. Research progress of phenol-containing waste water disposal technique [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2008, 27(2): 231-235. (in Chinese with English abstract)
- [3] Srivastava N K, Majumder C B. Novel biofiltration methods for the treatment of heavy metals from industrial wastewaters [J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 151(1): 1-8.
- [4] Ferraz A I, Teixeira J A. The use of flocculating brewer's yeast for Cr (Ⅲ) and Pb (Ⅱ) removal from residual wastewaters [J]. Bioprocess Engineering, 1999, 21: 431-437.
- [5] Santos V L, Linardi V R. Biodegradation of phenol by a filamentous fungi isolated from industrial effluents-identification and degradation potential [J]. Process Biochemistry, 2004, 39: 1001-1006.
- [6] Lee S Y, Chun Y N, Kim S-II. Characteristics of phenol degradation by immobilized activated sludge [J]. Journal of Industrial and Engineering Chemistry, 2006, 15: 323-327.
- [7] Kumar A, Kumar S, Kumar S. Biodegradation kinetics of phenol and catechol using *Pseudomonas putida* MTCC 1194 [J]. Biochemical Engineering Journal, 2005, 22: 151-159.
- [8] Khleifat K M. Biodegradation of phenol by *Ewingella Americana*: Effect of carbon starvation and some growth conditions [J]. Process Biochemistry, 2006, 41: 2010-2016.
- [9] Luo H P, Liu G L, Zhang R D, Jin S. Phenol degradation in microbial fuel cells [J]. Chemical Engineering Journal, 2009, 147: 259-264.
- [10] V'azquez I, Rodr'iguez J, Maranon E, Castrill'on L, Fernandez Y. Simultaneous removal of phenol, ammonium and thiocyanate from coke wastewater by aerobic biodegradation [J]. Hazardous Materials, 2006, 137(3): 1773-1780.
- [11] Liu Y J, Zhang A N, Wang X C. Biodegradation of phenol by using free and immobilized cells of *Acinetobacter* sp. XA05 and *Sphingomonas* sp. FG03 [J]. Biochemical Engineering Journal, 2009, 44: 187-192.
- [12] Moussavi G, Mahmoudi M, Barikbin B. Biological removal of phenol from strong wastewaters using a novel MSBR [J]. Water Research, 2009, 43: 1295-1302.
- [13] Ahadi S, Raheb J, Abbasi H. Efficient phenol degradation by a newly characterized *Pseudomonas* sp. SA01 isolated from pharmaceutical wastewaters [J]. Desalination, 2009, 246: 577-594.
- [14] Mollaei M, Abdollahpour S, Atashgahi S, Abbasi H, Masoomi F, Rad I, Lotfi A S, Zahiri H S, Vali H, Noghbi K A. Enhanced phenol degradation by *Pseudomonas* sp. SA01: Gaining insight into the novel single and hybrid immobilizations [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 175: 284-292.
- [15] 张锦, 李圭白, 马军. 含酚废水的危害及处理方法的应用特点 [J]. 化学工程师, 2001, 2: 36-37.
Zhang Jin, Li Guibai, Ma Jun. Detriment and treatment method of wastewater containing phenols [J]. Chemical Engineer, 2001, 2: 36-37. (in Chinese with English abstract)
- [16] 余荣升, 徐龙君. 微生物絮凝剂的现状与前景分析 [J]. 环境污染与防治, 2003, 25(2): 77-79.
Yu Rongsheng, Xu Longjun. Progress of the microbial flocculants in wastewater treatment [J]. Environmental Pollution & Control, 2003, 25(2): 77-79. (in Chinese with English abstract)
- [17] 连宾, 陈焯. 微生物絮凝剂研究和应用进展 [J]. 矿物岩石地球化学通报, 2004, 23(1): 83-88.
Lian Bin, Chen Ye. Progress of microbial flocculant and its application [J]. Bulletin of Mineralogy, Petrology and Geochemistry, 2004, 23(1): 83-88. (in Chinese with English abstract)
- [18] Li J, Lian B, Hao J C, Zhao J, Zhu L J. Non parallelism between the effect of microbial flocculants on sewerage disposal and the flocculation rate [J]. Chinese Journal of Geochemistry, 2006, 25(2): 139-142.
- [19] Lian B, Chen Y, Yuan S, Zhu L, Liu C X. Study on the Flocculability of Metal Ions by *Bacillus mucilaginosus* GY03 Strain [J]. Chinese Journal of Geochemistry, 2004, 23(4): 380-386.
- [20] Mo B B, Lian B. Hg(II) Adsorption by *Bacillus mucilaginosus*: Mechanism and Equilibrium Parameters [J]. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 2011, 27(5): 1063-1070.
- [21] Chen Y, Lian B. Ability of *Bacillus mucilaginosus* GY03 strain to adsorb chromium ions [J]. *Pedosphere*, 2005, 15(2): 225-231.
- [22] Lian B, Chen Y, Zhao J, Teng H H, Zhu L J, Yuan S. Microbial flocculation by silicate Bacterium *Bacillus mucilaginosus*: Applications and mechanisms [J]. Bioresource Technol, 2008, 99(11): 4825-4831.
- [23] 李济吾, 张珍. 真菌在含酚废水处理中的应用 [J]. 环境工程学报, 2002, 1(2): 20-24.
Li Jiwu, Zhang Zhen. Application of fungi in treatment of phenol-containing wastewater [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2002, 1(2): 20-24. (in Chinese with English abstract)
- [24] 姚敏杰, 连宾. 微生物絮凝剂对高浓度重金属离子废水絮凝作用研究 [J]. 环境科学与技术, 2009, 32(11): 1-4.
Yao Minjie, Lian Bin. Microbial flocculability on wastewater containing high concentration heavy metal ions [J]. Environmental Science & Technology, 2009, 32(11): 1-4. (in Chinese with English abstract)

- 149-162.
- [12] Zagury G J, Kulnieks V I, Neculita C M. Characterization and reactivity assessment of organic substrates for sulphate-reducing bacteria in acid mine drainage treatment[J]. *Chemosphere*, 2006, 64(6): 944-954.
- [13] Zhao Y G, Wang A J, Ren N Q. Effect of carbon sources on sulfidogenic bacterial communities during the starting-up of acidogenic sulfate-reducing bioreactors[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(9): 2952-2959.
- [14] Jin S, Fallgren P H, Morris J M. Biological source treatment of acid mine drainage using microbial and substrate amendments; microcosm studies[J]. *Mine Water Environ.*, 2008, 27(1): 20-30.
- [15] Greben H A, Baloyil L J, Vebter S N. Grass cellulose as cost-effective energy source for biological sulphate removal[J]. *Water SA*, 2007, 33(5): 729-733.
- [16] 苏宇, 王进, 彭书传, 岳正波, 陈天虎, 金杰. 以稻草和污泥为碳源硫酸盐还原菌处理酸性矿山排水[J]. *环境科学*, 2010, 31(8): 1858-1863.
Su Yu, Wang Jin, Peng Shuchuan, Yue Zhengbo, Chen Tianhu, Jin Jie. Rice straw and sewage sludge as carbon source for sulfate-reducing bacteria treating acid mine drainage [J]. *Environmental Science*, 2010, 31(8): 1858-1863. (in Chinese with English abstract)
- [17] Wu J, Lu J, Chen T H, He Z, Su Y, Jin X, Yao X Y. In situ biotreatment of acidic mine drainage using straw as sole substrate[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2010, 60(2): 421-429.
- [18] 国家环保总局. 水和废水监测分析方法(第四版)[M]. 北京: 环境科学出版社, 2002: 186-189.
State Environmental Protection Administration. *Water and wastewater monitoring and analysis methods(4 Edition)*[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002: 186-189. (in Chinese)
- [19] Jong T, Parry D L. Microbial sulfate reduction under sequentially acidic conditions in an upflow anaerobic packed bed bioreactor[J]. *Water Research*, 2006, 40(13): 2561-2571.
- [20] 竺建荣, 胡纪萃, 顾夏声. 硫酸盐还原作用对厌氧消化过程的影响与控制[J]. *中国沼气*, 1993, 11(1): 13-18.
Zhu Jianrong, Hu Jicui, Gu Xiasheng. Effect and control on the process of anaerobic digest by role of sulfate-reducing[J]. *China Biogas*, 1993, 11(1): 13-18. (in Chinese with English abstract)
- [21] Gibson G R. Physiology and ecology of the sulfate-reducing bacteria[J]. *Journal of Applied Microbiology*, 1990, 69(6): 769-797.
- [22] 苏冰琴, 李亚新. 硫酸盐生物还原的影响因素[J]. *水处理技术*, 2006, 32(5): 5-7.
Su Binquin, Li Yaxin. Factors affecting biological sulfate reduction[J]. *Technology of water treatment*, 2006, 32(5): 5-7. (in Chinese with English abstract)
- [23] Postgate J R. *The sulphate-reducing bacteria* [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 1979.
- [24] Costa M C, Santos E S, Barros R J, Pires C. Martins M. Wine wastes as carbon source for biological treatment of acid mine drainage[J]. *Chemosphere*, 2009, 75[6]: 831-836.



(上接第 333 页)

- [25] 向述荣, 林敏. 苯酚的生物降解基因组及其调控机制[J]. *微生物学杂志*, 2001, 21(3): 48-53.
Xiang Shurong, Lin Min. Phenol biodegradative genes constituent and their regulation mechanism[J]. *Journal of Microbiology*, 2001, 21(3): 48-53. (in Chinese with English abstract)
- [26] 吕荣湖, 付强. 高浓度酚降解菌的选育及其降酚性能[J]. *环境科学*, 2005, 26(5): 147-151.
Lü Ronghu, Fu Qiang. Culture and biodegradation performance for phenol-degrading bacterium in high phenol concentration[J]. *Environmental Science*, 2005, 26(5): 147-151. (in Chinese with English abstract)
- [27] Wei G H, Yu J F, Zhu Y H, Chen W M, Wang L. Characterization of phenol degradation by *Rhizobium* sp. CCNWTB 701 isolated from *Astragalus chrysoptery* in mining tailing region [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 151: 111-117.
- [28] 杨光, 王少鹏, 李振雪, 仲来福. 镉所致肾毒性及氧化性损害机制的研究[J]. *毒理学杂志*, 2007, 21(5): 398-401.
Yang Guang, Wang Shaopeng, Li Zhenxue, Zhong Laifu. Study on nephrotoxicity and oxidative damage induced by cadmium[J]. *Journal of Toxicology*, 2007, 21(5): 398-401. (in Chinese with English abstract)
- [29] 曹会聪, 王金达, 任慧敏, 赵卫, 张学林. 土壤镉暴露对玉米和大豆的生态毒性评估[J]. *环境科学学报*, 2007, 27(2): 298-303.
Cao Huicong, Wang Jinda, Ren Huimin, Zhao Wei, Zhang Xuelin. Ecotoxicity assessment of cadmium in soil to maize (*Zea mays*) and soybean (*Glycine max*) [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2007, 27(2): 298-303. (in Chinese with English abstract)