

DOI:10.19479/j.2095-719x.2402125

复杂染料废水降解过程中生物炭对 *Aeromonas hydrophila* 菌的影响

张浩^a, 范晓丹^{a,b}, 李腾^a, 王屿森^a

(天津城建大学 a. 环境与市政工程学院; b. 环境与市政市级实验教学示范中心, 天津 300384)

摘要: 生物降解复杂染料废水过程中细菌活性是有效降解的关键。本研究分离驯化出染料废水降解菌, 并对其进行形态学特征和系统发育的分析鉴定, 将生物炭及 Fe₂O₃/生物炭(Fe-BC)分别与菌构建复合体系, 研究降解过程中生物炭和 Fe-BC 对菌的影响。结果表明, 该降解菌为 *Aeromonas hydrophila* (嗜水气单胞菌属), 生物炭-菌和 Fe-BC-菌体系中降解脱色率分别提高 18% 和 75%, 降解脱色过程符合准一级动力学模型。在 Fe-BC-菌体系中, Fe-BC 可以促进菌细胞的代谢和细胞间的物质传递, 使得参与代谢的 N、P、S、Ca、Na 及 Fe 等元素含量增加, 并促使细胞产生胞外分泌物。Fe²⁺ 参与菌降解复杂有机物的过程, 降解产物主要有 N-2-(3,4-二羟苯基)-乙基甲胺、2,3-二氢-1,3-二氧-1H-异吲哚-5-羧酸(含 C=O) 及甲氧基乙酸甲酯(含 C-O)。生物炭与 Fe-BC 可以提高嗜水气单胞菌的生物活性, 完成对复杂染料废水的降解脱色。

关键词: 氧化铁; 生物炭; 微生物细菌; 染料废水; 降解

中图分类号: X703

文献标志码: A

文章编号: 2095-719X(2024)02-0125-08

Effect of Biochar on the Degradation of Complex Dye Wastewater by *Aeromonas hydrophila*

ZHANG Hao^a, FAN Xiaodan^{a,b}, LI Teng^a, WANG Yusen^a

(a. School of Environmental and Municipal Engineering; b. Municipal Experimental Teaching Demonstration Center of Environmental and Municipal Engineering, TCU, Tianjin 300384, China)

Abstract: The activity of bacteria is the key to effective degradation for complex dye wastewater. In this study, dye wastewater degrading bacteria were isolated and domesticated, Their morphological characteristics and phylogenetic evolution were analysed and identified. A composite system was constructed by biochar and Fe₂O₃/biochar (Fe-BC) with the bacteria to study the effects of biochar and Fe-BC on the bacteria during the degradation process. The results showed that the degrading bacteria was *Aeromonas hydrophila*, and the degradation and decolourisation rates increased by 18% and 75% in the biochar-bacteria and Fe-BC-bacteria systems, respectively. The degradation and decolourisation process followed the first-order degradation kinetic model. In the Fe-BC-bacteria system, the metabolism of bacterial cells and material transfer between cells were promoted, the content of elements involved in metabolism such as N, P, S, Ca, Na and Fe were increased. Fe²⁺ was involved in the process of complex organic matter and the degradation products mainly included N-2-(3,4-dihydroxyphenyl)-ethylmethanamine, 2,3-dihydro-1,3-diox-1H-indole-5-carboxylic acid (C=O) and methyl methoxyacetate (C-O). Biochar and Fe-BC could enhance the biological activity of *Aeromonas hydrophila* and completed the degradation and decolourisation of complex dye wastewater.

Key words: iron oxide; biochar; bacteria; dye waste water; degradation

为了使染料废水达标排放, 染料废水出厂前通常经物理或生物工艺处理, 再并入市政污水系统进行处理^[1-2]。但是污水厂很难有效同时生物降解染料废水中

种类复杂的染料^[3-4], 染料的难降解性和成分的复杂性也成为制约印染工业园区市政污水达标排放的重要因素^[5-6]。染料废水通常采用生物法、化学法和物理化

收稿日期: 2022-09-28; 修订日期: 2022-10-30

基金项目: 国家自然科学基金(51808378); 天津市自然科学基金青年项目(20JCQNJC00700)

作者简介: 张浩(1997—), 男, 河北邯郸人, 天津城建大学硕士生

通讯作者: 范晓丹(1971—), 女, 教授, 博士, 从事水污染控制研究。E-mail: fanxiaodan.kai@163.com.

学法进行处理,这些方法各有特点并均发挥着重要作用^[7-8]。近年,强化生物处理作为提高市政污水处理效率的新途径被重视,尤其是氧化还原介体催化生物降解染料的研究逐渐成为研究的热点之一^[9]。而生物炭作为氧化还原介体可通过强化电子传递的方式加速污染物的厌氧还原降解,进而提高污染物厌氧生物降解的能力^[10-11]。最近的研究表明,尽管生物炭可作为氧化还原介体,但是其表面催化活性基团含量有限,导致其作为氧化还原介体的效果不理想^[12-14]。研究降解复杂染料废水过程中生物炭影响菌株活性的途径,对于强化生物处理具有重要意义。

本文以复杂染料废水为目标物,分别构建生物炭-*Aeromonas hydrophila* 菌和 Fe₂O₃/生物炭-*Aeromonas hydrophila* 菌复合体系,研究该体系降解复杂染料废水的过程,探讨生物炭和 Fe₂O₃/生物炭提高菌株活性的途径,以期有效去除工业园区复杂有机物提供试验数据参考。

1 材料与方 法

1.1 Fe₂O₃/生物炭(Fe-BC)的制备

自天津市某污水处理厂取污水污泥,经干燥,研磨,过 100 目筛,再高温热解得到生物炭,清洗,烘干后备用。

通过加入 1 mol/L 的氢氧化钠和 1 mol/L 的盐酸溶液,调节 pH 值为 3.9,形成稳定的氢氧化铁胶体,再将 5 g 的生物炭投放到氢氧化铁胶体中,搅拌 2 h,将负载氢氧化铁溶胶的生物炭取出,室温干燥 24 h,再置于马弗炉中 500 °C 热解 1 h,得到 Fe-BC。

1.2 复杂染料废水

复杂染料废水取自某印染工厂排放的废水。

1.3 *Aeromonas hydrophila* 菌株的分离与鉴定

1.3.1 LB 培养基

胰蛋白胨 10.0 g, NaCl 10.0 g, 酵母膏 5.0 g, 琼脂 10~15 g, 调节 pH 值为 7.0, 超纯水 1 L, 液体培养基不加琼脂。

1.3.2 *Aeromonas hydrophila* 菌株的分离

取污水处理厂污泥放置锥形瓶内,置于温度为 30 °C、转速为 150 r/min 的振荡箱内进行培养。首次加入染料质量浓度为 5 mg/L,采用梯度驯化,直到各个浓度的色度及 COD 去除效果趋于稳定,驯化完成。在 LB 固体培养基上用梯度稀释、涂布平板的方法对驯化后的活性污泥中菌种反复分离纯化,得到 *Aeromonas hydrophila* 菌株。

1.3.3 *Aeromonas hydrophila* 菌株的鉴定

挑取单菌落放置于 LB 液体培养基中,30 °C、150 r/min 条件下活化 48 h,观察形态,取样在显微镜下观察菌落形态。

提取 *Aeromonas hydrophila* 菌株的分离菌株基因组 DNA 作为模板,采用购自上海生工公司的 Ezup 柱式基因组 DNA 抽提试剂盒(SK8259)操作。使用上游引物 ITS1:5'-TCCGTAGGTGAACCTGCGG-3',和下游引物 ITS4:5'-TCCTCCGCTTATTGATATGC-3',进行 16S rDNA 扩增、凝胶电泳和纯化回收等步骤,将获得的 16S rDNA 序列通过 BLAST 程序与 GenBank 中核酸数据比对分析进行菌种鉴定。

1.4 降解试验

以 100 mg/L 的染料厂复杂染料废水作为目标物,复杂染料废水的初始 pH 值为 5.5。分别构建 *Aeromonas hydrophila* 菌(A)、生物炭-*Aeromonas hydrophila* 菌(B)及 Fe₂O₃/生物炭-*Aeromonas hydrophila* 菌复合(C)反应体系。目标物分别在这 3 个体系中降解 120 h,其降解动力学^[15]公式为

$$C_t = C_0 e^{-kt} \quad (1)$$

式中: k (h⁻¹或 d⁻¹)为准一级速率常数; C_0 为目标物初始吸光度; C_t 为目标物处理后吸光度, t 为目标物处理时间,用紫外分光光度法(UV-Vis)测试吸光度。

1.5 脱色率的测定

取 10 mL 复杂染料废水进行紫外分光度在波长为 200~800 nm 下全扫,确定最大吸收波长为 538 nm。再将处理后水样,经 8 000 r/min 离心 10 min 后,取上清液,在最大吸收波长 538 nm 下测定其吸光度,并依据下列公式计算脱色率。

$$T = \frac{(A - A_t)}{A} \times 100\% \quad (2)$$

式中: T 为脱色率(%); A 为复杂染料废水的初始吸光度值; A_t 为染料废水降解后吸光度值。

1.6 胞外聚合物(EPS)的测定

分别从体系 A、体系 B 及体系 C 中收集 20 mL 反应液,将上清液 4 °C 下 10 000 r/min 离心 10 min,提取游离 EPS;再将收集的细胞用磷酸盐缓冲液(50 mmol, pH=7.0)洗涤 2 次,用甲醛-NaOH 法提取结合型 EPS^[16];以牛血清为标准品,采用 Lowry 法测定 EPS 蛋白浓度^[17];以葡萄糖为标准品,蒽酮法测定碳水化合物含量^[18]。

1.7 铁离子浓度的测定

将反应一定时间后的反应液,经过滤后取上清液,Fe³⁺首先在酸性条件下用抗坏血酸还原成 Fe²⁺,然后与邻菲罗啉生成稳定橙红色配合物,510 nm 波长下测

定吸光度,在标准曲线上求得试样的 Fe^{2+} 、 Fe^{3+} 浓度。

1.8 分析方法

采用能谱仪表征 *Aeromonas hydrophila* 菌胞外代谢的情况.固相萃取法处理降解后水样,用气质联用仪(GC-MS)分析降解的中间产物。

GC-MS 分析条件:载气(He)流速 $V = 1.0 \text{ mL/min}$,进样量为 $1 \mu\text{L}$,进样口温度为 $250 \text{ }^\circ\text{C}$,采用不分流模式.采用程序升温法: $40 \text{ }^\circ\text{C}$ 保持 10 min 后以 $12 \text{ }^\circ\text{C/min}$ 升至 $100 \text{ }^\circ\text{C}$,再以 $5 \text{ }^\circ\text{C/min}$ 升至 $200 \text{ }^\circ\text{C}$,以 $20 \text{ }^\circ\text{C/min}$ 升至 $270 \text{ }^\circ\text{C}$ 后保持 5 min ,最后以 $10 \text{ }^\circ\text{C/min}$ 升至 $300 \text{ }^\circ\text{C}$ 后保持 5 min 。

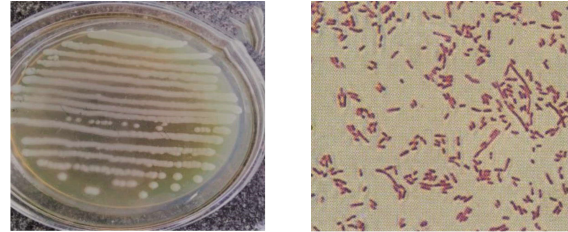
2 结果与讨论

2.1 *Aeromonas hydrophila* 菌对复杂染料废水的降解脱色效果

2.1.1 *Aeromonas hydrophila* 菌的形态

本研究将 *Aeromonas hydrophila* 菌落进行多次平板划线、分离纯化后培养, $30 \text{ }^\circ\text{C}$ 培养 48 h 后,观察菌落

形态如图 1 所示.由图 1a 可见,形成了清晰可见的菌落,菌落较小、菌落边缘整齐、圆形、乳白色、光滑、表面有光泽、不透明易挑起.由图 1b 可知,菌体经染色后呈红色,为革兰氏阴性菌,菌体性状为杆状。



(a) 菌落特征

(b) 革兰氏染色的菌株

图 1 *Aeromonas hydrophila*菌落的形态

将 *Aeromonas hydrophila* 菌的 16S rDNA 测试序列结果通过 BLAST 程序与 GenBank 数据库进行同源性比对,发现菌株与嗜水气单胞菌属的序列同源性较高.为了确定菌株的系统发育位置,选取了其序列同源性最高的菌株进行系统进化树的构建,如图 2 所示.结合生理生化鉴定、形态观察和 16SrDNA 序列分析,将该菌株确定为嗜水气单胞菌属(*Aeromonas hydrophila*).

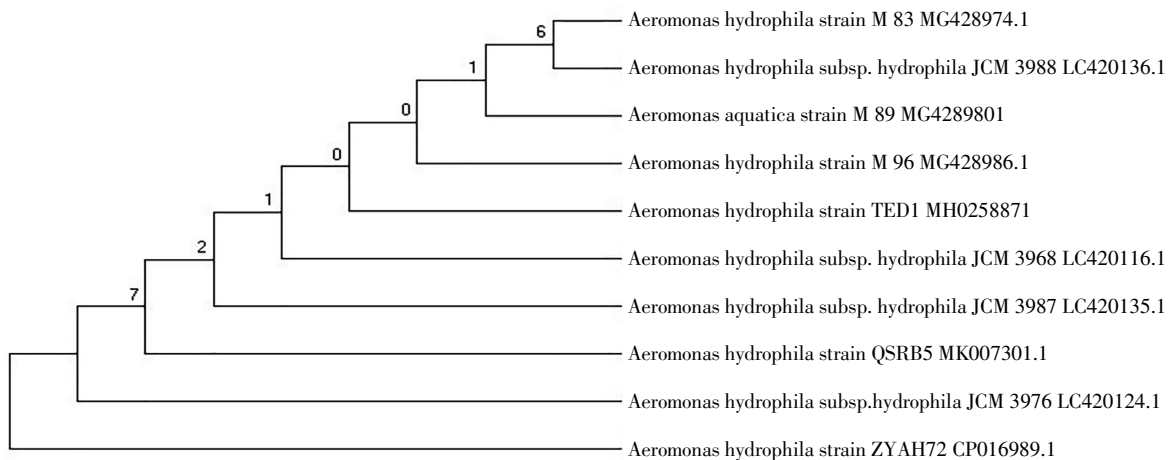


图 2 *Aeromonas hydrophila* 菌的系统进化树

2.1.2 *Aeromonas hydrophila* 菌对复杂染料废水的降解脱色效果

将 100 mL 的复杂染料废水分别加入到体系 A、体系 B 及体系 C 中,观察废水色度随时间的变化,如图 3 所示.由图 3 可见,随着降解的进行,体系 B 和体系 C 中 C_t/C_0 值在 24 h 时分别为 0.71 和 0.70 ,低于体系 A 中的 0.80 ,超过 36 h 减少幅度较大,体系 C 中 C_t/C_0 值又逐渐低于体系 B 中的, 96 h 时体系 C 中 C_t/C_0 值仅为 0.16 ,低于体系 A (0.52)和 B (0.29)的.前期研究表明^[9],本研究所用生物炭和 Fe-BC 在吸附 300 min 达到吸附平衡, 5 h 后的脱色应归为生物降解.这表

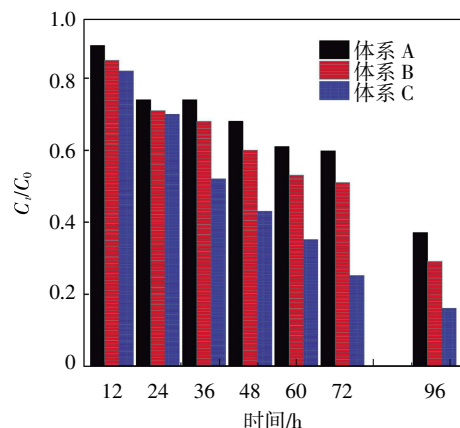


图 3 反应体系 A、B 和 C 中复杂染料的降解

明生物炭和 Fe-BC 可以提高 *Aeromonas hydrophila* 菌对复杂染料废水的降解,其降解脱色率分别可提高18%和 75%,而且 Fe-BC 的提高效果更显著.

用准一级动力学方程模拟此降解过程,如图 4 所示.由图 4 可知,反应体系 A、B 及 C 的相关系数 R^2 分别为 0.978 9、0.957 9 及 0.989 0,3 个体系的相关系数皆高于 0.95,基本符合准一级动力学过程,体系 A、体系 B 及体系 C 的降解速率常数 k 分别为 0.15 d^{-1} 、 0.18 d^{-1} 和 0.33 d^{-1} . 这表明生物炭和 Fe-BC 还可以显著提高 *Aeromonas hydrophila* 菌的降解速率.

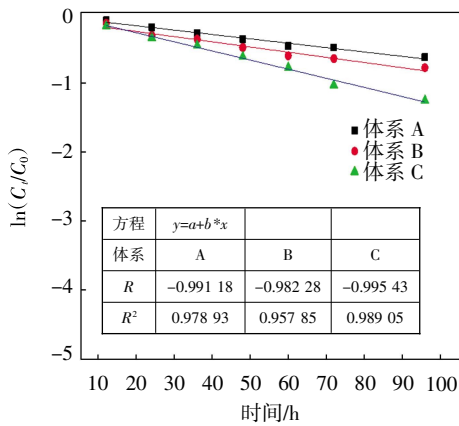
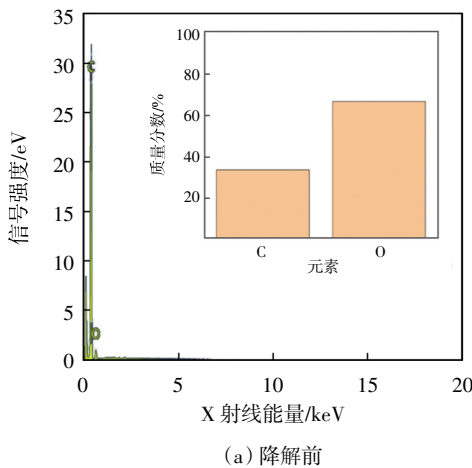


图 4 反应体系 A、B 和 C 中复杂染料的降解动力学



(a) 降解前

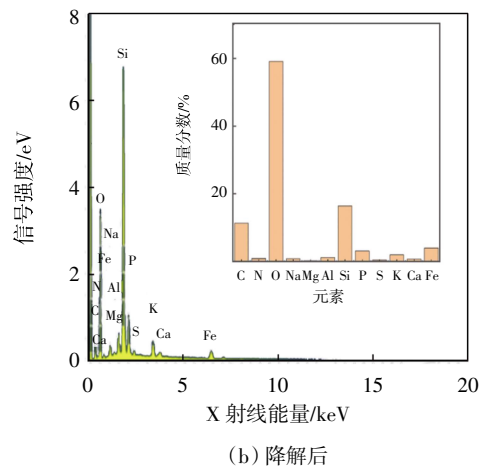
2.2 复杂染料废水的降解脱色过程中 *Aeromonas hydrophila* 菌的分析

2.2.1 *Aeromonas hydrophila* 菌群的胞外元素

为了考察 *Aeromonas hydrophila* 菌的胞外代谢元素的变化,图 5 为体系 C 中 *Aeromonas hydrophila* 菌群降解前后的能谱图.由图 5(a)可见,*Aeromonas hydrophila* 菌所含元素主要是碳(占 31.3%)和氧(占 62.6%). 这表明 *Aeromonas hydrophila* 菌的生态结构较为完整,碳和氧主要来自细菌的细胞结构和胞外分泌物,而体系 C 中 *Aeromonas hydrophila* 菌和目标物共处 48 h 后(见图 5b),其相应的能谱图中除检测到碳(11.3%)和氧(59.1%)之外,还可以明显检测到 N、P、S、Ca、Na 及 Fe 等多种元素,尤其是 Fe 含量(质量分数)可达3.98%,远高于一般细胞结构中的含量.这可能是由于 Fe-BC 促进菌细胞的代谢和细胞间的物质传递,使得参与代谢的 N、P、S、Ca、Na 及 Fe 等元素含量增加.

2.2.2 降解过程中 *Aeromonas hydrophila* 菌胞外聚合物(EPS)的分析

由于 EPS 是体现微生物活性的重要指标,本研究考察了体系 A、体系 B 及体系 C 对复杂染料废水的降解脱色过程中胞外聚合物(EPS)、pH 值和氧化还原电位(ORP)的变化情况,如图 6 所示.体系 A 和体系 B 中 EPS 的多糖在降解 24 h 前逐渐增多,24~48 h 为剧



(b) 降解后

图 5 体系 C 中 *Aeromonas hydrophila* 菌的 EDX 图

增阶段,而后减少,体系 A 减少较快;体系 C 中多糖一直增加到 72 h,达到 295.61 mg/L,此时降解率也由最初的 20%增加到 65%. 体系 A、体系 B 及体系 C 中 EPS 的蛋白质尽管先缓慢增加后减少,但是体系 C 中 EPS 的蛋白质变化幅度最小. 这表明生物炭和 Fe-BC 可促进细胞代谢,产生胞外分泌物,尤其是涉及多糖和蛋白质的代谢,这些 EPS 的变化与前面降解脱色率的增

加相对应.

再结合考察以上阶段体系 A、体系 B 及体系 C 中 pH 值和 ORP 的变化趋势(见图 6),发现 pH 值和 ORP 的变化趋势呈现交替减少-增加的变化趋势. 降解 0~24 h,由于体系内 *Aeromonas hydrophila* 菌利用有机物时会产生代谢产物,代谢产物的酸碱性和氧化还原性会改变水中酸碱性和氧化还原气氛;同时水中含有溶

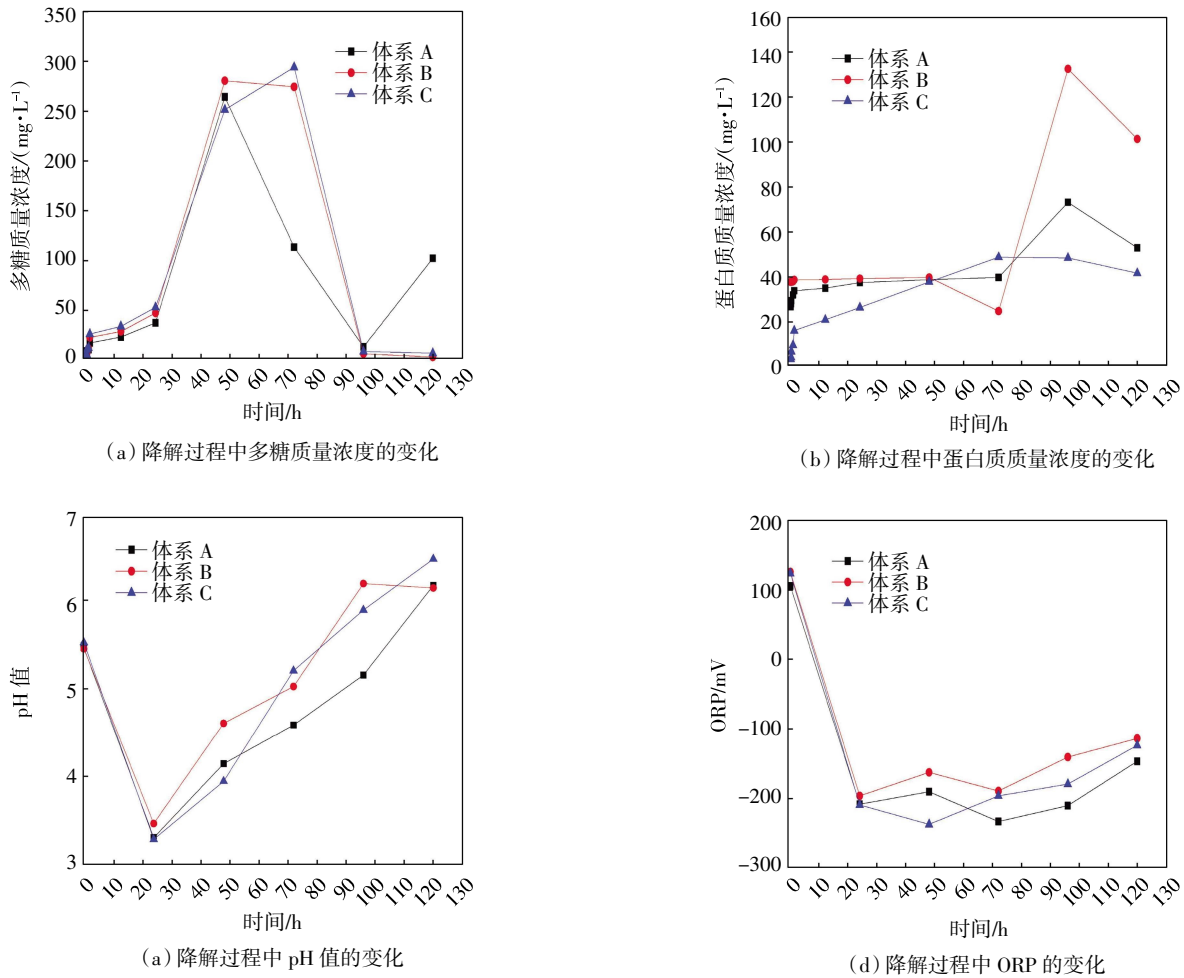


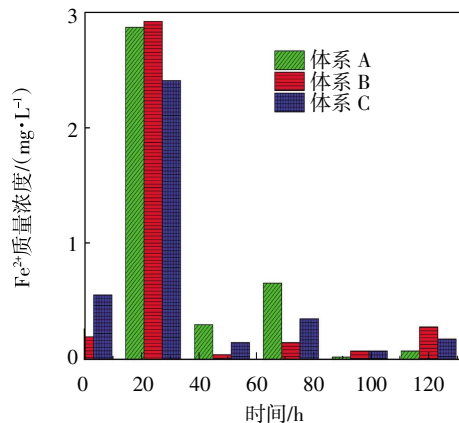
图6 降解过程中水环境参数的变化

解氧,氧分子作为末端电子受体,又结合水中 H^+ ,形成水,改变水中酸碱性,这些作用导致 pH 值和 ORP 的变化。但是随着降解进行 24 h,生物炭和 Fe-BC 对 *Aeromonas hydrophila* 菌细胞代谢的促进作用,使得产生更多 EPS,可能是由于 EPS 中碱性物质和氧化还原物质增加,使得 pH 值增大和 ORP 在 -210 mV 附近的波动。其实,微生物菌群对复杂有机物的降解过程实质是氧化还原反应中电子和氢质子传递过程^[20],每种代谢都有适宜的氧化还原范围,ORP 的变化说明一个阶段的降解反应结束,进入另一个生化反应阶段,此时菌群的代谢增加,直至降解反应阶段完成。这与康丽等^[21]的试验结论是一致的。这表明生物炭和 Fe-BC 可增加体系的 pH 值,在一定程度上改变体系 ORP,从而改变降解环境与氧化还原气氛。

2.2.3 降解过程中 Fe^{2+} 的浓度分析

为了探究有机物降解过程中胞外电子传递可能的路径,考察了体系 A、B 及 C 中 Fe^{2+} 的浓度,如图 7 所示。由图 7 可见,这些体系中 Fe^{2+} 的浓度整体呈逐渐

减少的变化趋势,但是期间呈现增加与减少的交替变化,体系 A 和 B 中交替变化幅度超过体系 C 的,比如,体系 A 中 Fe^{2+} 的质量浓度由开始的 0.093 g/L 增加到 2.871 g/L (24 h),120 h 时又减少到 0.072 g/L。这可能是由于反应开始阶段(0~24 h) *Aeromonas hydrophila* 菌铁呼吸较多,产生了较多 Fe^{2+} ,随后 Fe^{2+} 参与 *Aeromonas*

图7 降解过程中 Fe^{2+} 的质量浓度

hydrophila 菌降解复杂有机物的过程,使得水中 Fe^{2+} 减少,但是降解过程又会产生新的 Fe^{2+} , Fe^{2+} 又会略有增加,于是出现 Fe^{2+} 交替增加和减少的现象,而且随着降解的进行 Fe^{2+} 逐渐被 *Aeromonas hydrophila* 菌同化,水中 Fe^{2+} 最终得以减少,每次出现交替就意味着前一阶段的生化反应结束,又开启下一阶段的生化反应。

由于胞外呼吸菌的内膜、周质和外膜上存在着的一类重要的电子传递蛋白—Cyt.c,其含有多个排列紧密的含铁血红素,能传导电子的传递。血红素c常通过半胱氨酸(Cys)的硫醚键与蛋白部分结合,形成完整的细胞色素c蛋白;中心元素“铁”是电子的传递中心,其价态的变化决定了Cyt.c的氧化还原电位^[21]。因而,体系A、体系B及体系C中降解复杂有机物皆存在与铁代谢密切相关的胞外呼吸作用,而且体系C更为显著。

当电子受体与胞内氧化还原电势差值较小,反应缓慢或受阻,这时微生物可利用胞外固态受体(胞外氧化还原介体)表面形成微生降解态系统(类似生物膜),降低氧化还原反应的活化能,以加速电子传递过程^[23]。因而,推测本研究复杂染料依靠 *Aeromonas hydrophila* 菌的正常胞内呼吸作用,难以实现对该染

料废水的有效脱色。生物炭和 Fe-BC 作为胞外介体,尤其是 Fe-BC 中还含有各种价态的铁单质和离子,构建非生物的氧化还原反应体系,可经历多次还原-氧化循环。另外,EPS 中作为电子穿梭体的物质也可以加速铁还原菌对 Fe^{3+} 的还原^[24]。这些因素使得体系 B 和 C 获得较高的降解脱色率。

2.3 *Aeromonas hydrophila* 菌降解复杂染料废水的 GC-MS 分析

采用 GC-MS 对 *Aeromonas hydrophila* 降解复杂染料废水的途径进行分析,其降解产物主要有 N-2-(3,4-二羟苯基)-乙基胺、2,3-二氢-1,3-二氧-1H-异吲哚-5-羧酸(含 C=O)及甲氧基乙酸甲酯(含 C-O)(见表 1),这可能是由于复杂染料在菌的作用下显色基团被破坏,产生中间体 N-2-(3,4-二羟苯基)-乙基胺,同时菌株分泌的氧化酶催化复杂染料发生氧化还原转化,产生 2,3-二氢-1,3-二氧-1H-异吲哚-5-羧酸,再经过环裂变等反应转化为甲氧基乙酸甲酯。由于复杂染料废水成分复杂,有些含 N=N 类物质和醇类未被 GC-MS 检测到,这与已有研究结果^[25]不同,但已检测到含 NH_2 的芳香类物质。这些降解的

表 1 复杂染料废水降解脱色中间产物的 GC-MS 分析

| 序号 | 化学名称 | 化学式 | 相对分子质量 | GC-MS 谱图 |
|----|---------------------------|-----------------|--------|----------|
| 1 | N-2-(3,4-二羟苯基)-乙基胺 | $C_9H_{13}NO_2$ | 167.21 | |
| 2 | 2,3-二氢-1,3-二氧-1H-异吲哚-5-羧酸 | $C_9H_5NO_4$ | 191.14 | |
| 3 | 甲氧基乙酸甲酯 | $C_4H_8O_3$ | 104.11 | |

中间产物是经历一系列氧化和还原反应得到的,同时携带酸性或碱性基团,可以改变降解体系的酸碱环境或氧化还原环境,这与图6的讨论结果相一致。

综上所述,推测本研究生物炭与 Fe-BC 加速 *Aeromonas hydrophila* 菌细胞的胞外呼吸,产生更多 EPS, EPS 中的酸碱物质和氧化还原物质改变降解反应的环境,或参与降解反应,或是以生物炭和 Fe-BC 作为电子载体,协同电子由胞内向胞外电子受体的传递,从而提高 *Aeromonas hydrophila* 菌的生物活性,完成对复杂染料废水的降解脱色。

3 结 论

(1)构建生物炭-*Aeromonas hydrophila* 菌和 Fe_2O_3 /生物炭-*Aeromonas hydrophila* 菌复合体系,分别投加 200 mg/L 的生物炭和 Fe_2O_3 /生物炭可显著提高 *Aeromonas hydrophila* 菌的降解活性,其降解脱色率分别可提高 18%和 75%,该降解脱色过程符合准一级动力学模型。

(2)生物炭和 Fe-BC 可促进细胞代谢,产生胞外分泌物,尤其是涉及多糖和蛋白质的代谢,这些 EPS 中酸碱物质和氧化还原物质可增加体系的 pH 值,在一定程度上改变体系 ORP,从而改变降解酸碱环境与氧化还原气氛。另外,本研究构建的体系中皆存在与铁代谢密切相关的胞外呼吸作用。

(3)推测本研究生物炭与 Fe-BC 加速 *Aeromonas hydrophila* 菌细胞的胞外呼吸,产生更多 EPS, EPS 中的酸碱物质和氧化还原物质改变降解反应的环境,或参与降解反应,或是以生物炭和 Fe-BC 作为电子载体,协同电子由胞内向胞外电子受体的传递,从而提高 *Aeromonas hydrophila* 菌的生物活性,完成对复杂染料废水的降解脱色。

(4)*Aeromonas hydrophila* 菌在降解复杂染料废水过程中,降解产物主要有 N-2-(3,4-二羟苯基)-乙基甲胺、2,3-二氢-1,3-二氧-1H-异吲哚-5-羧酸(含 C=O)及甲氧基乙酸甲酯(含 C-O),这可能是由菌株分泌的氧化酶催化氧化还原复杂染料所致。

参考文献:

- [1] SONU K, SOGANI M, SYED Z, et al. Enhanced decolorization and treatment of textile dye wastewater through adsorption on acid modified corncob derived biochar[J]. *ChemistrySelect*, 2020, 5(39):12287-12297.
- [2] BARATHI S, ARULJOTHI K N, KARTHIK C, et al. Biofilm mediated decolorization and degradation of reactive red 170 dye by the bacterial consortium isolated from the dyeing industry wastewater sediments[J]. *Chemosphere*, 2022, 286: 131914-131915.
- [3] NOMAN E, ALI G A, TALIP B A, et al. Decolourization of dye wastewater by a Malaysian isolate of *Aspergillus iizukae* 605ean strain: a biokinetic, mechanism and microstructure study[J]. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 2021, 101(11):1592-1615.
- [4] ABIRI F, FALLAH N, BONAKDARPOUR B. Sequential anaerobic-aerobic biological treatment of colored wastewaters: case study of a textile dyeing factory wastewater. [J]. *Water Science & Technology*, 2017, 75(5/6): 1261-1269.
- [5] ZAINEB D, ALMA T-C, DIMAS G, et al. Assessing textile wastewater treatment in an anoxic-aerobic photobioreactor and the potential of the treated water for irrigation[J]. *Algal Research*, 2018, 29(1): 170-178.
- [6] GUO P, ZHANG C F, WANG Y, et al. Effect of long-term fertilization on humic redox mediators in multiple microbial redox reactions[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 234(3): 107-114.
- [7] THILLAI S N, THAMP K R, TAYA R J. Visible light driven redox-mediator-free dual semiconductor photocatalytic systems for pollutant degradation and the ambiguity in applying Z-scheme concept [J]. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2018, 227(7): 296-311.
- [8] FANG G D, LIU C, WANG Y, et al. Photogeneration of reactive oxygen species from biochar suspension for diethyl phthalate degradation [J]. *Applied Catalysis B: Environment*, 2017, 214: 34-45.
- [9] LU Y S, XU L, SHU W, et al. Microbial mediated iron redox cycling in Fe (hydr)oxides for nitrite removal[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 224(1): 34-40
- [10] 潘怡然, 崔康平, 张 硕, 等. 颗粒活性炭促进高温厌氧消化研究[J]. *中国环境科学*, 2018, 38(4): 1324-1328.
- [11] 刘 娟, 李晓旭, 刘 枫, 等. 微生物界面电子传递的分子机制研究进展 [J]. *矿物岩石地球化学通报*, 2018, 37(1): 39-47.
- [12] WEN H F, GU L, YU H, et al. Radical assisted iron

- impregnation on preparing sewage sludge derived Fe/carbon as highly stable catalyst for heterogeneous Fenton reaction [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 352(11): 837–846.
- [13] WANG H, GUO W Q, YIN R L, et al. Biochar-induced Fe(III) reduction for persulfate activation in sulfamethoxazole degradation: insight into the electron transfer, radical oxidation and degradation pathways[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 362(4): 561–569.
- [14] XIE Z, GUO J B, LU C C, et al. Biocatalysis mechanisms and characterization of a novel denitrification process with porphyrin compounds based on the electron transfer chain [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 265: 548–553.
- [15] GUO H X, CHEN Z, GUO J B, et al. Enhanced denitrification performance and biocatalysis mechanisms of polyoxometalates as environmentally friendly inorganic redox mediators [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 291: 297–306.
- [16] 刘子森, 肖恩荣, 张丽萍, 等. EPS 及其测定方法分析[J]. *膜科学与技术*, 2015, 35(4): 103–109.
- [17] DIGNAC M, URBAIN V, RYBACKI D, et al. Chemical description of extracellular polymers: Implication on activated sludge floc structure[J]. *No Longer Published by Elsevier*, 1998, 38(8/9): 45–53.
- [18] ZHANG C, GUO J B, LIAN J, et al. Bio-mixotrophic perchlorate reduction to control sulfate production in a step-feed sulfur-based reactor: a study of kinetics, ORP and bacterial community structure[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 269: 40–49.
- [19] 初永思. 活性炭吸附和脱色功能菌深度处理复杂染料废水的对比研究[D]. 天津: 天津城建大学, 2020: 14–15.
- [20] STOOKEY L. Two new spectrophotometric reagents for copper [J]. *Talanta*, 1970, 17(7): 644–647.
- [21] 康 丽. 非水溶剂体催化强化偶氮染料降解机理及构效关系研究[D]. 石家庄: 河北科技大学, 2011: 50–56.
- [22] KALPANA D, VELMURUGAN N, SHM J H, et al. Biodecolorization and biodegradation of reactive Levafix Blue E-RA granulate dye by the white rot fungus *Irpex lacteus*[J]. *Journal Environmental Management*, 2012, 111: 142–149.
- [23] ARONNIEMI M, SAINIO J, LAHTINEN J. XPS study on the correlation between chemical state and oxygen-sensing properties of an iron oxide thin film[J]. *Applied Surface Science*, 2007, 253: 9476–9482.
- [24] 唐朱睿, 黄彩红, 高如泰, 等. 胞外呼吸菌在污染物迁移与转化过程中的应用进展[J]. *农业资源与环境学报*, 2017, 34(4): 299–308.
- [25] 方连峰, 王 元, 周集体, 等. 醌化合物强化偶氮染料生物脱色[J]. *中国环境科学*, 2007, 27(2): 174–178.