

[文章编号] 1003-4684(2022)05-0066-05

# 麦草 Bio-CMP 制浆废水高效处理技术

路德胜, 毕淑英, 谢益民

(湖北工业大学制浆造纸研究院, 湖北 武汉 430068)

**[摘 要]** 采用  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  和  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  组合絮凝体系联合曝气生物滤池(BAF)对麦草生物化学机械浆(Bio-CMP)制浆废水进行了处理。首先分析了其絮凝机理及影响絮凝效果的因素,结果表明: $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  和  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  用量分别为 1 g/L 和 1.25 g/L,搅拌 25 min,搅拌速率 60 r/min,温度 25℃,pH 值 7~8 时,废水的絮凝处理效果最好。曝气生物滤池处理过程中,第 7 天时,固体菌 S-1 和液体菌 L-1 对废水的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率最高,分别为 74.6% 和 64.5%。经固体菌 S-1 处理后的废水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  为 200 mg/L,达到了造纸厂废水回用的水平。

**[关键词]** 麦草; 生物化机浆; 制浆废水; 絮凝; 曝气生物滤池

**[中图分类号]** X793 **[文献标识码]** A

制浆废水中有机物含量较高,成分复杂,处理困难<sup>[1-2]</sup>。尤其是麦草浆废水因麦草本身杂细胞和硅含量高,导致其污染性更大<sup>[3]</sup>。与传统化机浆相比,生物预处理化机浆(Bio-CMP)在制浆前对原料进行白腐菌预处理,利用其分解木素的能力去除原料中的部分木素,能够减少化学药品的用量<sup>[4]</sup>,降低制浆废水的污染程度。但 Bio-CMP 废水中仍含有较多的木素和碳水化合物及其衍生物,出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  较高。近年来,物理絮凝技术在处理制浆工业中段废水中被广泛应用,絮凝剂能使废水中的胶体粒子、悬浮物进行凝聚,形成无机离子絮体<sup>[5]</sup>。与其他废水处理方式相比,物理絮凝法具有处理效果好、操作简单、运行稳定和成本低等优点<sup>[6]</sup>。但仅采用物理方法难以使制浆废水达到造纸厂一般的回用要求。曝气生物滤池(BAF)作为一种生物技术,能通过生物氧化和滤池截留吸附作用有效去除 COD、氮和磷等有害物质<sup>[7]</sup>,且工艺简单,易维护和占地面积小<sup>[8-10]</sup>。本研究采用  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  和  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  组合体系对麦草 Bio-CMP 制浆废水进行絮凝沉淀处理,探讨其絮凝机理及最佳絮凝条件,将絮凝后的废水进一步用 BAF 处理,以达到造纸厂一般废水回用的要求。

## 1 实验

### 1.1 实验原料及试剂

实验原料来自湖北省农科院小麦种植基地。收割后在阴凉处风干,除去叶、穗、节等,利用切草机切

成 3~6 cm 长的小段。材性分析结果为:灰分,9.45%;苯-醇抽出物,1.38%;综纤维素,73.30%;Klason 木素,17.76%;总木素,20.73%。

白腐菌 *Trametes sp.*48424,华中科技大学生命科学院环境资源与微生物研究所提供;液体菌 L-1 和固体菌 S-1,齐鲁工业大学环境工程学院提供。主要试剂有氢氧化钙、硫酸铝、葡萄糖以及其他化学试剂,实验用的药品均为 AR 级。

### 1.2 实验仪器

JS-10 型挤压撕裂机,山东汶瑞机械有限公司;HHT4-LX-B75L 型蒸汽灭菌锅,上海审安医疗器械;PL 1-00 型电热蒸煮锅,咸阳泰思特设备有限公司;2500II 型高浓磨浆机,日本 KRK 公司;UV-2550 型紫外-可见分光光度计,岛津仪器有限公司;SHA-B 型水浴振荡器,金坛医疗器械厂。曝气生物滤池,自制,有效容积 1 L,在曝气滤池内部填充聚氨酯海绵等多孔弹性泡沫滤料,滤池底部安有曝气头,用于鼓入空气。

### 1.3 实验方法

**1.3.1 制浆废水的获取** 利用麦草秸秆进行 Bio-CMP 制浆,其制浆工艺流程如图 1 所示。

预汽蒸软化时间 10 min,挤压设备为单螺杆挤压机,挤压疏解压缩比为 1:4,灭菌温度 121℃,时间 30 min。蒸煮条件为:液比 1:4,温度 110℃,用碱量 4%,升温 1 h,保温时间 1 h。蒸煮结束后使用 KRK 高浓磨浆机磨浆,再采用布袋挤压的方法使纸

[收稿日期] 2021-07-26

[基金项目] 国家自然科学基金(21878070);湖北省高等学校优秀中青年科技创新团队计划项目(T201205)

[第一作者] 路德胜(1995-),男,山东聊城人,湖北工业大学硕士研究生,研究方向为植物纤维化学

[通信作者] 谢益民(1965-),男,浙江绍兴人,湖北工业大学教授,研究方向为制浆造纸与生物质化学工程

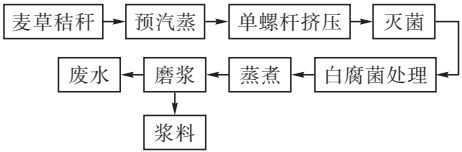


图 1 Bio-CMP 制浆工艺流程

浆与废水分离,得到实验需要的废水:麦草化机浆(CMP,4%NaOH)和麦草生物化机浆(Bio-CMP,白腐菌+4%NaOH)废水。

1.3.2 絮凝沉淀处理

1)絮凝剂用量对废水絮凝的影响

量取 500 mL Bio-CMP 制浆平均分配后放入 5 个烧杯中,分别加入 5.0、7.5、10.0、12.5、15 mL (10 mg/mL)絮凝剂( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  或  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ),控制另一絮凝剂( $\text{Ca}(\text{OH})_2$  或  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ),进行絮凝。以 60 r/min 速度搅拌 30 min,保持溶液 pH 为 7,反应温度 25℃。探究改变  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  和  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  絮凝剂投加量时,对 Bio-CMP 制浆废水絮凝出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  变化的影响。

2)搅拌时间对絮凝效果的影响

在最佳絮凝剂用量条件下,以 40~80 r/min 分别搅拌 10 min,15 min,20 min,25 min,30 min,35 min,保持溶液 pH 为 7,反应温度 25℃,测定不同搅拌时间下废水的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  值,确定最佳搅拌速率。

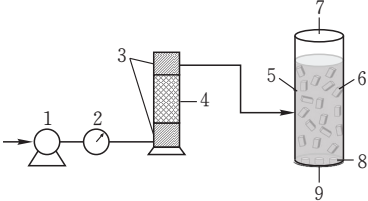
3)温度对絮凝效果的影响

在最佳絮凝剂用量和搅拌时间条件下,保持溶液 pH 为 7,测定反应温度分别为 25℃,35℃,45℃,55℃,65℃下废水处理后的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  值。

4)pH 值对絮凝效果的影响

在最佳的絮凝剂用量、搅拌时间和反应温度条件下,测定溶液 pH 值分别为 5、6、7、8、9 时处理后废水的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  值的变化。

1.3.3 BAF 处理 将液体菌 L-1、固体菌 S-1 分别加入两个滤池中,使生物滤池中菌种的浓度达到约 55 ppm。葡萄糖用量:微生物用量为 1 : 12。曝气装置中加入聚氨酯海绵等滤料,通气量为 0.3 L/min,在空气中曝气一昼夜。在滤池中完成挂膜后,使之沉淀 1.5 h,将上层澄清液缓慢倒出,把絮凝处理后的废水加入滤池中,继续进行曝气处理(图 2)。



1—空气泵;2—转子流量计;3—多孔筛;4—空气过滤器;  
5—微生物;6—聚氨酯海绵;7—进水;8—曝气头;9—出水

图 2 BAF 废水处理系统

1.3.4  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、木素含量及 pH 的测定 废水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的测定利用  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  法<sup>[11]</sup>。木素的含量采用 UV-VIS 法测定,波长选用 205 nm,吸光系数 110 L/(g · cm)。用 pH 计测定废水的 pH 值。

2 结果与讨论

2.1 废水水质分析

麦草秸秆 CMP 与 Bio-CMP 废水的水质如表 1 所示。由表 1 可知,在用碱量相同的情况下,经白腐菌处理后的废水中  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  和木素的含量均有所降低,但木素含量变化不是很显著,主要原因是在白腐菌预处理麦草的过程中虽然会消耗掉部分木素,导致废水中木素含量降低,同时在预处理过程中,白腐菌也会对麦草秸秆造成许多孔洞,导致在后期蒸煮时碱液容易渗透而木素易溶出,因此产生在废水中呈现出木素含量差别不大的现象。废水中木素含量降低,有机还原性物质含量减少,导致所消耗的氧化剂的量降低。经白腐菌处理后的麦草制浆废水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  含量降低了 4825 mg/L,但  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  含量仍比较高,需要进一步对废水进行处理。

表 1 不同制浆废水的水质

	水样	
	CMP	Bio-CMP
用碱量/%	4	4
$\text{COD}_{\text{Cr}}/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	28677	23852
pH 值	8.6	8.6
木素含量/ $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	8.28	7.96

2.2 物理絮凝沉淀

2.2.1  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 + \text{Ca}(\text{OH})_2$  体系的絮凝机理 絮凝剂对胶体颗粒的电中和絮凝过程如图 3 所示。制浆废水中的微粒主要带有负电荷,加入阳离子型  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  絮凝剂可以中和污染物胶体粒子所带电荷,使其双电层逐渐变窄,胶体电位降低,进而使污染物胶粒之间的排斥力减弱直至为零,然后在布朗运动的影响下相互碰撞,聚集而成微絮体<sup>[12-13]</sup>,微絮体进一步集结变大,最终重力大于布朗运动等作用力,发生沉降<sup>[14]</sup>,达到净水目的。

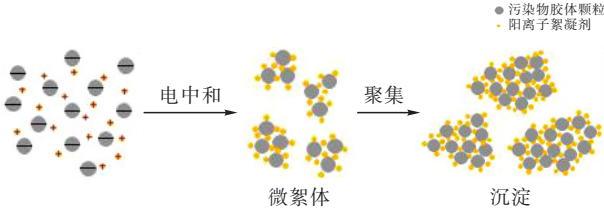
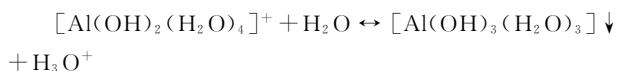
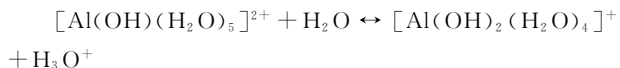
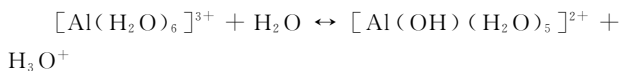


图 3 絮凝剂对胶体颗粒的电中和絮凝

此外, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  溶于水会解离出  $\text{Al}^{3+}$ 。 $\text{Al}^{3+}$  通常会和 6 个配位水分子结合以水合铝离子 $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$ 的形式存在, $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$  进一步发生

水解形成单羟基单核络合物<sup>[15]</sup>。其 $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$ 不断水解,所带电荷逐渐降低,最终生成 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 难溶物而沉淀<sup>[16]</sup>。氢氧化铝沉淀能够吸附各种细菌、胶体和悬浮物质<sup>[17-18]</sup>,其网捕作用得以发挥,使微粒聚集成沉淀,能有效去除废水中的多类杂质<sup>[19]</sup>。水合铝离子水解反应式<sup>[20]</sup>:



此过程需要降低体系的 $\text{H}_3\text{O}^+$ 浓度以维持水解不断正向进行,且 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 的使用对pH值要求较严格。酸性环境下, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 主要以 $\text{Al}^{3+}$ 的形式存在,难以进一步水解,絮凝的效果差;pH值在6~7之间时,絮凝效果最佳,主要是水解生成的 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 沉淀起到了网捕卷扫作用;当碱性过强时,溶液中主要是 $\text{AlO}_2^-$ ,絮凝效果较差<sup>[16]</sup>。

$\text{Ca}(\text{OH})_2$ 是一种中等强度的碱,具有碱的通性,溶解度低,适用范围广<sup>[21]</sup>,可作为颗粒核的增重剂,对废水中其他污染物有较好的吸附作用。 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 的添加能够调节溶液的酸碱度,中和制浆废水中含有的酸性物质,有效去除废水中的一 $\text{COOH}$ 、一 $\text{OH}$ 等阴离子,生成钙盐沉淀<sup>[22]</sup>,对废水中的半纤维素也有一定的去除作用。 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 自身能水解出 $\text{OH}^-$ 离子,进而与水中的金属离子作用,最终生成氢氧化物沉淀,达到最佳絮凝效果。另外 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 还具有非常好的凝聚作用<sup>[23]</sup>,能够使 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 电中和后的微絮体进行快速聚集,生成沉淀。 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 + \text{Ca}(\text{OH})_2$ 絮凝体系通过调节使用条件,可以使各自的絮凝能力发挥到最大,做到优势互补,弥补了单一絮凝剂的不足。

### 2.2.2 影响 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 + \text{Ca}(\text{OH})_2$ 组合体系絮凝效果的因素

1) 絮凝剂用量 不同 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 投加量对废水 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 的去除效果的影响如图4a所示。可见絮凝剂的用量对 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 的去除有很大的影响。在 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 用量为1 g/L时, $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 的去除效果最佳。用量过多或过少都会降低对废水 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 的去除率。投加量过少,对胶体脱稳不够彻底,导致形成的微絮体数量少,体积小,胶粒难以连接起来,不能很好的起到吸附作用,絮凝效果较差。用量过多,无机试剂分子会覆盖在胶体粒子和已经形成的微絮体表面,由于同电荷相斥,当它们相互靠近时会增强相互之间的排斥力,导致难以聚集,即形成了“胶体保护”作

用,甚至达到“再稳”(重新稳定)状态,降低絮凝效果<sup>[24]</sup>。因此,针对Bio-CMP制浆废水, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 投加量选择1 g/L为最佳值。

由图4b可知, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 的用量对废水 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 的去除效果有一个最佳值。当加入的 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 量较少时, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 的助凝效果得不到体现,水解后与金属离子形成的沉淀较少,对废水中游离酸、酸性盐及 $\text{SO}_4^{2-}$ 等阴离子的中和作用较弱,且溶液中pH值也得不到调节,溶液始终处于酸性状态,阻碍了 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 的絮凝作用, $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 去除效果不佳。但是 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 用量过多对絮凝效果也是不利的。过多的 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 会使溶液的pH值迅速增加,而 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 对pH的适应范围较窄。pH值过高时, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 水解体系以 $\text{AlO}_2^-$ 为主,难以形成 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 胶体沉淀物, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 的絮凝效果得不到体现,导致整体絮凝效果降低。所以, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 的投加量在1.25 g/L时,对絮凝体系的 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 去除效果最好。

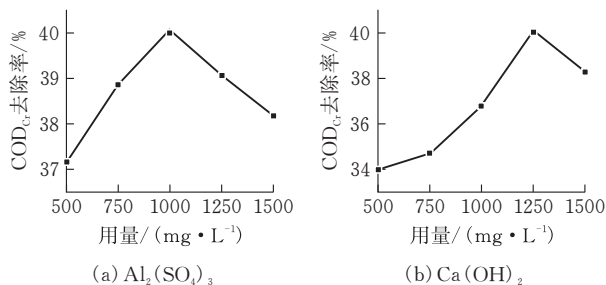


图4 絮凝剂投加量对 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 去除率的影响

2) 其他因素 由图5a可知,搅拌时间影响絮凝体系对废水 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 的去除率。当搅拌时间小于25 min时, $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 去除率随着搅拌时间的延长而增加。较长的搅拌时间有利于絮凝体系和废水颗粒物的充分反应,促进胶粒之间絮凝聚集,改善絮凝体系环境,加快沉淀物的生成。但搅拌时间过长,容易使已经形成的微絮体或沉淀物被打散,胶体大颗粒遭到破坏,把本该能够沉淀的絮体搅碎,理化性质逐渐恶化,阻碍了絮凝剂对废水颗粒物的絮凝作用,导致 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 去除率降低。因此,在絮凝沉淀处理过程中,保持25 min的搅拌时间可以得到最优的絮凝效果。

搅拌速率对废水 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 去除率的影响如图5b所示。当搅拌速率为60 r/min时,废水 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 的去除率达到最大。搅拌速率较小时,絮凝体系浓度分布不均匀,絮凝剂与废水固体颗粒不能充分接触,对固体颗粒难以起到絮凝网捕作用,导致絮凝效果较低。搅拌速率超过60 r/min后,机械强度过大容易将已经絮凝的颗粒物搅碎,降低絮凝效果,导致 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 去除率降低。

如图5c所示,反应温度对 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 的去除率有较



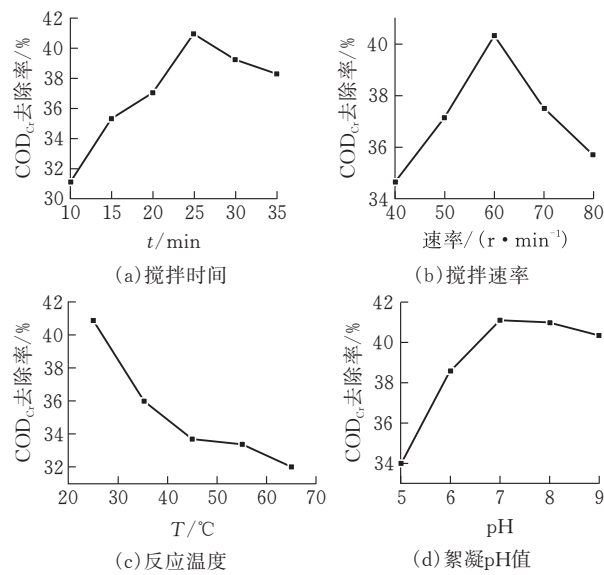


图 5 影响 COD<sub>Cr</sub>去除率的其他因素

为明显的影响。当反应温度为 25℃时,出水 COD<sub>Cr</sub>去除率最大。随着温度的升高,絮凝处理效果逐渐降低。温度升高虽然会加速布朗运动,有利于胶粒互相发生碰撞形成絮体,但是温度升高的同时,也会增大絮凝剂的溶解性,破坏系统的稳定,甚至可能会引起体系改性,导致无法发挥电中和网捕作用,且后者占据主导作用,所以絮凝效果下降。

由图 5d 可知,絮凝体系在不同 pH 条件下对废水 COD<sub>Cr</sub>去除率具有较大差异,最佳絮凝条件下废水 COD<sub>Cr</sub>去除率达到 41%。pH 大小主要影响 Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> 的絮凝效果。Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> 在不同 pH 值下水解生成物不同。酸性条件下进行絮凝,主要以 Al<sup>3+</sup> 的形式存在,其终端产物会发生变化,使体系始终处于亚稳定状态。随着 pH 值增加,酸性减弱,这种亚稳定状态逐渐被打破,推动 Al<sup>3+</sup> 进一步水解,生成相应的胶体沉淀物,且碱性环境有利于 Al<sup>3+</sup> 直接与 OH<sup>-</sup> 结合生成 Al(OH)<sub>3</sub> 沉淀。但碱性过强,Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> 絮凝剂又会发生碱性水解,这时主要以 AlO<sub>2</sub><sup>-</sup> 的形式存在,不能对胶粒进行电中和作用,且抑制了 Al(OH)<sub>3</sub> 胶体的生成,导致絮凝作用受到限制,COD<sub>Cr</sub>去除率降低。因此,在絮凝处理过程中要保证体系的 pH 值在 7~8 之间。

2.3 BAF 处理效果分析

由图 6 可知,BAF 对废水 COD<sub>Cr</sub>的去除率受曝气时间的影响。固体菌 S-1 对 COD<sub>Cr</sub>的去除率始终大于液体菌 L-1。在曝气第 7 d 时,固体菌 S-1 和液体菌 L-1 对 COD<sub>Cr</sub>的去除率达到最大,分别为 74.6%和 64.5%。曝气时间小于 7 天时,随曝气时间的延长,菌种对 COD<sub>Cr</sub>的去除率逐渐增加;曝气时间过短,菌种生长繁殖速度较慢,数量少,废水中的有机物与菌种的接触时间短,微生物菌种难以有效

降解有机物,导致 COD<sub>Cr</sub>去除率较低。曝气时间超过 7 d 时,装置内加入的营养物质逐渐被菌种消耗。营养物质不足会使菌种之间相互竞争,个别菌种开始消亡,菌种数量降低,对废水的处理能力下降,导致 COD<sub>Cr</sub>去除率变差。由固体菌 S-1 生物曝气滤池处理后的制浆废水 COD<sub>Cr</sub>值为 200 mg/L,满足造纸厂废水回用的基本要求。

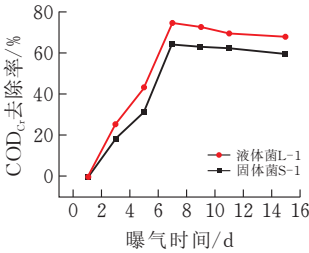


图 6 曝气时间对 BAF 处理废水的影响

3 结论

1)分析 Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> + Ca(OH)<sub>2</sub> 体系对麦草 Bio-CMP 制浆废水的絮凝机理发现,Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> 对废水具有较强的中和、网捕作用,Ca(OH)<sub>2</sub> 的加入能够调节絮凝条件,使组合体系获得最佳絮凝效果。

2)Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> 用量为 1 g/L,Ca(OH)<sub>2</sub> 用量为 1.25 g/L,搅拌 25 min,搅拌速率 60 r/min,温度 25℃,pH 为 7—8 时,组合体系的絮凝效果最佳,麦草 Bio-CMP 制浆废水的 COD<sub>Cr</sub>去除率达到 41%。

3)曝气生物滤池处理过程中,曝气第 7 天时,固体菌 S-1 和液体菌 L-1 对麦草 Bio-CMP 制浆废水的 COD<sub>Cr</sub>去除效果最佳,分别达到 74.6%和 64.5%,且固体菌 S-1 对 COD<sub>Cr</sub>的去除效果始终比液体菌 L-1 要好,处理后的废水 COD<sub>Cr</sub>值为 200 mg/L。

[ 参 考 文 献 ]

[1] 程峥,杨仁党,王建华. 制浆造纸废水深度处理的研究进展[J]. 造纸科学与技术, 2016, 35:83-90.

[2] 高俊玲,魏文霞,张安龙,等. 造纸废水 Fenton 深度处理工艺的升级改造[J]. 陕西科技大学学报, 2019, 37(3):13-20.

[3] 张华兰,房桂干,施英乔,等. 麦草两段预浸渍化机浆废水的污染物特征和发生量[J]. 生物质化学工程, 2016, 50(5):39-44.

[4] 刘洁,宋思丹,张文磊. 生物制浆的研究进展[J]. 纸和造纸, 2014, 33(7):59-62.

[5] 王建华,徐静静,王森,等. 有机高分子絮凝剂的制备及其在废水处理中的应用[J]. 纸和造纸, 2017, 36(2):34-37.

[6] 王瑞,许婷婷,张逸飞. 絮凝剂在水处理中的应用与研究进展[J]. 节能与环保, 2020(4):91-92.

[7] ESPINOSA L M, STEPHENSON T. A review of biological aerated filters (BAFs) for wastewater treatment[J]. Environmental Engineering Science, 1999, 16(3):201-216.

[8] 朱乐辉. 污水处理新工艺——曝气生物滤池[J]. 世界环境, 2000(1):34-37.

[9] QIU L P, MA J, ZHANG L X. Characteristics and utilization of biologically aerated filter backwashed sludge[J]. Desalination, 2007, 208(1 - 3):73-80.

[10] MANN A T, STEPHENSON T. Modelling biological aerated filters for wastewater treatment[J]. Water Research, 1996, 31(10):2443-2448.

[11] 杨雪, 刘贺. 水中化学需氧量测定方法的研究和探讨[J]. 科技创新与应用, 2021(11):133-135.

[12] 张正安, 廖义涛, 郑舒婷, 等. 絮凝剂分类及其水处理作用机理研究进展[J]. 宜宾学院学报, 2019, 19(12): 117-120,124.

[13] BARROS V, RODRIGUES C, SUAREZ W, et al. Treatment of biodigested coffee processing wastewater using fenton's oxidation and coagulation/flocculation [J].Environmental Pollution, 2020, 259(C):113 796.

[14] BORCHATE S S, KULKARNI G S, KORE V S, et al. A review on applications of coagulation-flocculation and ballast flocculation for water and wastewater[J]. International Journal of Innovations in Engineering and Technology, 2014, 4(4):216-223.

[15] 谢跃生, 马建强, 莫国炜, 等. 铝离子碱滴定曲线的理论计算与水解途径分析[J]. 广西师范学院学报(自然科学版), 2007(3):40-46.

[16] 胡恭任, 于瑞莲. 复合絮凝剂  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 + \text{PAM}$  处理生活污水中  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  和浊度的实验研究[J]. 环境技术, 2004(4):29-31.

[17] 朱向伟, 王海毅, 李爱萍. 硫酸铝在造纸废水处理中的应用[J]. 纸和造纸, 2010, 29(11):48-50.

[18] 张瑞霞, 陈夫山, 刘廷志. 絮凝剂在制浆造纸废水处理中的应用[J]. 黑龙江造纸, 2005(3):42-43,46.

[19] BAJZA Z, HITREC P, MUZIC M. Influence of different concentrations of  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  and anionic polyelectrolytes on tannery wastewater flocculation[J]. Desalination, 2005, 171(1):13-20.

[20] 栾兆坤. 铝的水化学反应及其形态组成[J]. 环境科学丛刊, 1987, 8(2):1-10.

[21] 徐根良. 废水控制与治理工程[M]. 浙江:浙江大学出版社, 1998.

[22] 来勇. 化学沉淀—絮凝法处理双碱法烟气脱硫废水[D]. 杭州:浙江大学, 2005.

[23] 张桂英, 江立文. 高浓度制药含磷废水处理技术研究[J]. 华东交通大学学报, 2012, 29(3):56-60.

[24] 吴桂峰, 褚成新, 张银新, 等.  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  在造纸废水不同处理阶段絮凝特性的研究[J]. 辽宁化工, 2011, 40(6):593-595.

# Studies on Technology of Efficient Treatment of Wastewater from Bio-CMP Pulping of Wheat Straw

LU Desheng, BI Shuying, XIE Yimin

(Research Institute of Pulp & Paper Engineering, Hubei Univ. of Tech., Wuhan 430068, China)

**Abstract:** The flocculation system of  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  and  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  was combined with biological aerated filter (BAF) to treat bio-CMP pulping wastewater from wheat straw. The flocculation mechanism and the factors related with the flocculation effect were investigated. The results showed that the optimal flocculation effect was obtained when the dosages of  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  and  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  were 1 g/L and 1.25 g/L respectively, with 25 min stirring time at 25℃, stirring rate of 60 r/min, and pH 7~8. In the process of biological aerated filter treatment, the COD Cr removal rates of S-1 bacteria and L 1 bacteria to wastewater reached maxima on the 7th day, which were 74.6% and 64.5%, respectively. The COD Cr of the effluent treated by S<sub>1</sub> bacteria was 200 mg/L, reaching the general reuse level for paper mill.

**Keywords:** wheat straw; bio-CMP; pulping wastewater; flocculation; biological aerated filter

[责任编辑: 张 众]