

高铁酸钾辅助 PAC 混凝沉淀+电化学 氧化处理乳化液废水研究

武世焯, 张峰*, 杨帆, 李红艳, 崔佳丽, 王朝旭, 崔建国
(太原理工大学环境科学与工程学院, 山西太原 030024)

摘要:以金属加工业实际乳化液废水为研究对象,采用 K_2FeO_4 辅助聚合氯化铝(PAC)混凝沉淀、后接BDD电化学氧化的两段组合工艺进行实验研究,考察了PAC和 K_2FeO_4 质量浓度、沉降时间、电流密度以及两段工艺的初始pH和反应温度等参数对污染物处理效果的影响。结果表明, K_2FeO_4 与PAC混合使用可有效促进PAC的絮凝沉淀效果;BDD阳极电解对絮凝沉淀处理后的剩余 COD_{Cr} 可形成高效矿化。分别对絮凝沉淀工艺段和电解工艺段各参数对污染物去除效果的影响进行讨论。 COD_{Cr} 、 NH_3-N 、浊度等主要指标均达到GB 8978—1996污水综合排放一级标准。

关键词:乳化液废水;混凝沉淀;聚合氯化铝(PAC);高铁酸钾(K_2FeO_4);掺硼金刚石(BDD)电极
中图分类号:X703 **文献标志码:**A **文章编号:**0253-4320(2021)02-0193-05
DOI:10.16606/j.cnki.issn 0253-4320.2021.02.037

Study on joint treatment of emulsion wastewater by potassium ferrate-assisted PAC coagulation precipitation and electrochemical oxidation

WU Shi-xuan, ZHANG Feng*, YANG Fan, LI Hong-yan, CUI Jia-li,
WANG Chao-xu, CUI Jian-guo

(College of Environmental Science and Engineering, Taiyuan University of Technology, Taiyuan 030024, China)

Abstract: Taking an actual emulsion wastewater from metal processing industry as research object, a two-stage combined process containing K_2FeO_4 assisted polyaluminum chloride (PAC) coagulation precipitation method followed by boron-doped diamond electrode (BDD) electrochemical oxidation method is studied. Influences of the mass concentrations PAC and K_2FeO_4 , sedimentation time, current density, initial pH and reaction temperature of the two-stage process on the pollutant treatment effect are investigated. It is shown that the mixed use of K_2FeO_4 and PAC can effectively promote the flocculation and sedimentation effect of PAC, and BDD anode electrolysis can form efficient mineralization of the remaining COD_{Cr} after flocculation and precipitation. Main indexes such as COD_{Cr} , NH_3-N and turbidity all meet China's first-class standard of integrated wastewater discharge (GB 8978—1996).

Key words: emulsified wastewater; coagulation precipitation; polyaluminum chloride; potassium ferrate (VI); boron-doped diamond electrode (BDD)

乳化液具有润滑、冷却和防腐等作用^[1-2],广泛应用于钢铁、机械和金属加工等行业,其主要成分包括基础油、表面活性剂、添加剂等。工业中产生的乳化液废水成分复杂且稳定,有毒有害,对其无害化处理并达标排放一直是水处理行业的难点^[3-4]。

处理乳化液废水关键在于高效破乳。利用化学混凝法实现油水分离时^[5-6],聚合氯化铝(PAC)是常用的破乳絮凝剂之一。由于乳化液中烃类等有机物质质量浓度的变化,会改变废水稳定度,造成PAC絮凝分离不彻底甚至难破乳,往往需要添加高效助凝剂来降低乳化液废液的稳定性。而有效破乳后,由

于剩余乳化液可生化性差,使得后接的生化处理工艺难以对有机物形成有效去除。

高铁酸盐是一种兼具氧化、混凝、吸附和助凝作用的新型高效净水剂,能与铝盐混凝剂产生很好的协同作用,提高废水的可生化性^[7]。电化学氧化技术特别是使用电势窗口较宽、稳定性好的掺硼金刚石(boron-doped diamond, BDD)电极,可以通过阳极直接氧化作用或反应产生羟基自由基($\cdot OH$)等氧化剂的间接氧化作用,高效去除废水中的有机物、氨氮等污染物^[8-9],为难降解有机废水处理提供新的选择。

收稿日期:2020-04-03;修回日期:2020-12-06

基金项目:山西省自然科学基金(201801D121275,201701D121126);山西省社会发展科技攻关项目(201803D31046)

作者简介:武世焯(1991-),男,硕士研究生,研究方向为水处理技术,654470071@qq.com;张峰(1981-),男,博士,副教授,研究方向为水和废水处理理论与技术研究,通讯联系人,zhangfeng@tyut.edu.cn。

针对山西某公司产生的实际乳化液废水,在实验室内采用 K_2FeO_4 辅助 PAC 絮凝沉淀后接 BDD 电极电化学氧化进行处理,考察了 PAC 质量浓度、 K_2FeO_4 质量浓度、絮凝初始 pH、絮凝反应温度和沉降时间以及电流密度、电解初始 pH 和电解温度等因素对各工艺段处理污染物的影响,探讨了组合工艺对乳化液废水的去除效果。

1 实验部分

1.1 实验水样

实验所用乳化液废水取自山西某金属加工公司的热轧加工废水收集池。水质指标如下: pH = 6.89、 COD_{Cr} = 4 625 mg/L、氨氮质量浓度为 52.5 mg/L、浊度为 978 NTU,呈灰白色且有臭味。

1.2 实验药品、材料和仪器

聚合氯化铝 (PAC, 氧化铝 (Al_2O_3) 质量分数 $\geq 28.0\%$)、高铁酸钾 (K_2FeO_4 , 质量分数为 92%)、硫酸、氢氧化钠、硫酸银、硫酸汞、重铬酸钾 (试剂均为分析纯,市售)。阳极: Si/BDD (50 mm×25 mm, 瑞士 NeoCoat); 阴极: Ti (50 mm×25 mm); HCl-102 型 COD_{Cr} 消解器; 紫外-可见分光光度计 (UV1901PC); TOC 分析仪 (SHIMADZU; TOC-V CPH); HJ-2A 磁力搅拌器; FE28pH 仪。

1.3 实验方法

实验分为混凝沉淀和电化学氧化 2 个阶段进行。

1.3.1 混凝沉淀实验

向烧杯中加入 100 mL 乳化液废水,用 1 mol/L H_2SO_4 和 NaOH 溶液调节 pH。先后加入指定量的混凝剂 PAC (10% 溶液) 和助凝剂 K_2FeO_4 (1% 溶液),在设定温度下定速搅拌。搅拌 10 min 后静置 30 min,取上清液测定 COD_{Cr} 和浊度。考察的因素包括初始 pH、PAC 质量浓度、 K_2FeO_4 质量浓度、反应温度、沉降时间。

1.3.2 电化学氧化实验

将 500 mL 前置工艺段最优条件处理后的废水注入烧杯中,投加 500 mg/L Na_2SO_4 电解质以提高溶液电导率。将 BDD 和 Ti 电极竖直平行放置于烧杯上,极板间距为 10 mm,浸入面积为 10 cm^2 ,施加设定电流密度进行恒电流电化学降解。烧杯置于恒温磁力搅拌器上,使反应溶液浓度均匀、温度恒定;定时取样测定 COD_{Cr} 、氨氮 (NH_3-N) 和总有机碳 (TOC) 质量浓度。考察的因素包括电流密度、电解工艺段初始 pH 以及反应温度。

1.4 分析方法及设备

COD_{Cr} : 重铬酸钾法; 氨氮质量浓度: 纳氏试剂比色法; TOC: 总有机碳分析仪; 浊度: 分光光度法。

2 结果与讨论

2.1 混凝沉淀工艺段处理效果

2.1.1 原水初始 pH 对污染物去除效果的影响

原水初始 pH 对污染物去除效果的影响如图 1 所示。由图 1 可知,初始 pH 从 3 升至 9 时, K_2FeO_4 辅助 PAC 处理后的废水 COD_{Cr} 和浊度去除率均上升, pH=9 时分别达到最高 90.1%、92.5%。酸性条件下, PAC 主要以 Al^{3+} 、 $Al(OH)^{2+}$ 等形态存在, 难配位水解; 且 K_2FeO_4 稳定性较差^[10], 快速分解, 较难形成 $Fe(OH)_3$ 絮体。在中性或弱碱性时, 生成更多的 $Al_{13}(OH)_{34}^{5+}$, PAC 表面的沉淀覆盖层转变为 $Al(OH)_3$ 胶体, 提高了絮凝效果^[11]。 FeO_4^{2-} 氧化性虽有所降低, 但分解速率较慢, 延长了对有机物的氧化时间; 同时, 在 $Fe(VI)$ 还原成 $Fe(III)$ 过程中, K_2FeO_4 水解产生的带高正价态的网状结构产物能加强吸附网捕作用, 从而提升 PAC 的絮凝效果^[12]。在强碱条件下, $Al(OH)_3$ 加剧溶解, 产生大量的 $Al(OH)_4^-$; 而 FeO_4^{2-} 氧化有机物能力持续下降, 辅助 PAC 絮凝效果降低^[13]。因此, 选择最佳初始 pH=9。

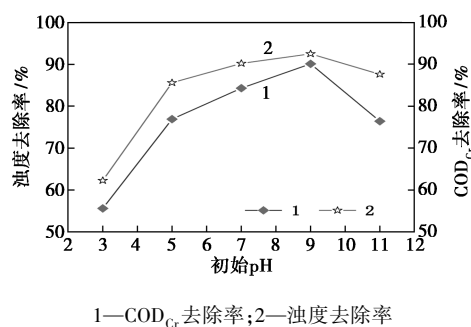
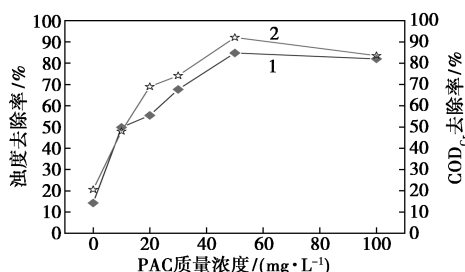


图 1 初始 pH 对污染物去除效果的影响
注: $T=30^{\circ}C$, $\rho(PAC)=50\text{ mg/L}$, $\rho(K_2FeO_4)=50\text{ mg/L}$ 。

2.1.2 PAC 质量浓度对污染物去除效果的影响

PAC 质量浓度对污染物去除效果的影响如图 2 所示。由图 2 可知, 随着 PAC 质量浓度的增加, 废水的 COD_{Cr} 、浊度去除率均快速上升。 K_2FeO_4 质量浓度为 50 mg/L 时, 随着 PAC 质量浓度由 10 mg/L 增加到 50 mg/L, COD_{Cr} 和浊度去除率分别从 14.25%、20.56% 上升到 84.8%、92.07%。增加 PAC 质量浓度使溶液中水解产生更多高价多核配合物, 促进了双电层压缩和吸附电中和作用。当质

量浓度达到 100 mg/L 时, COD_{Cr} 和浊度去除率分别降到 82.01%、83.54%。絮体过量会包围胶体颗粒, 削弱吸附架桥作用, 达不到理想的絮凝效果^[14-15]。



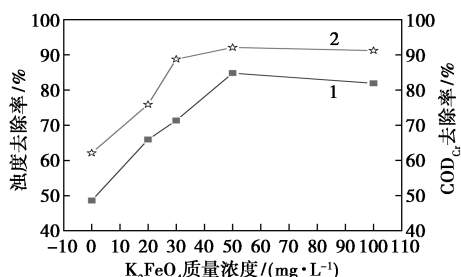
1— COD_{Cr} 去除率; 2—浊度去除率

图2 PAC 质量浓度对污染物去除效果的影响

注: $\text{pH}=9, \rho(\text{K}_2\text{FeO}_4)=50 \text{ mg/L}, T=30^\circ\text{C}$ 。

2.1.3 K_2FeO_4 质量浓度对污染物去除效果的影响

K_2FeO_4 质量浓度对污染物去除效果的影响如图3所示。由图3中可以看出, 随着 K_2FeO_4 质量浓度从 0 增长到 50 mg/L, 废水 COD_{Cr} 和浊度去除率分别从 48.6%、62.1% 迅速上升到 84.8%、92.07%。仅 PAC 质量浓度为 50 mg/L 或 K_2FeO_4 质量浓度为 50 mg/L 时, COD_{Cr} 的去除率分别为 48.6% 和 14.25%, 而二者复合投加时, 去除率达到 84.8%, 产生明显的协同增效。因为 K_2FeO_4 的强氧化性会破坏胶体表面的有机保护层, 通过电中和作用使废水脱稳。产生的 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 絮体能够吸附细小的胶体颗粒, 与 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 胶体发生吸附共沉淀, 强化对污染物的去除效果^[16]。同时, K_2FeO_4 能够改变絮体结构, 使絮体更密更易沉降^[17]。质量浓度过量时, K_2FeO_4 的稳定性变差^[18], 分解加快, 过多的 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 与难沉降物质重新结合形成悬浮物, 使 COD_{Cr} 与浊度去除率有略微下降。因此, PAC 和 K_2FeO_4 的质量浓度均选定 50 mg/L。



1— COD_{Cr} 去除率; 2—浊度去除率

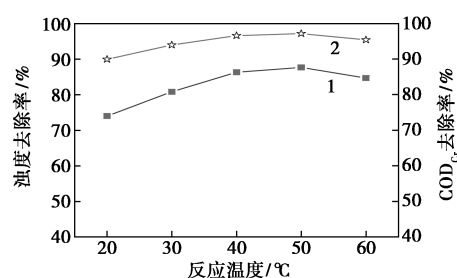
图3 K_2FeO_4 质量浓度对污染物去除效果的影响

注: $\text{pH}=9, \rho(\text{PAC})=50 \text{ mg/L}, T=30^\circ\text{C}$ 。

2.1.4 反应温度对污染物去除效果的影响

反应温度对污染物去除效果的影响如图4所

示。由图4中可以看出, 当反应温度从 20°C 升高到 40°C , 溶液 COD_{Cr} 和浊度去除率分别从 73.9%、89.9% 上升到 86.3%、96.6%。水温升高会加强布朗运动, 大大提升絮体间的接触机率; 但水温过高, PAC 和 K_2FeO_4 的水解反应加快, 絮凝松散不易沉降^[19-20]。而水温较低, PAC 水解缓慢, 布朗运动较弱, 已脱稳胶体颗粒难以异向絮凝; 继续升温, 溶液的 COD_{Cr} 和浊度去除率上升缓慢甚至降低。根据实验结果, 选择 40°C 为最适反应温度。考虑到实际乳化废水温度大致在 $20\sim 30^\circ\text{C}$ 之间, 建议尽快处理, 降低升温能耗。



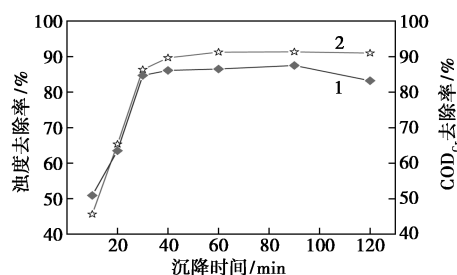
1— COD_{Cr} 去除率; 2—浊度去除率

图4 反应温度对污染物去除效果的影响

注: $\text{pH}=9, \rho(\text{PAC})=50 \text{ mg/L}, \rho(\text{K}_2\text{FeO}_4)=50 \text{ mg/L}$ 。

2.1.5 沉降时间对污染物去除效果的影响

沉降时间对污染物去除效果的影响如图5所示。由图5可知, 随着沉降时间的增加, COD_{Cr} 和浊度去除率迅速增加; 继续沉降, 去除率增幅逐渐放缓。表明沉降时间直接影响着絮凝体对污染物的絮凝效果。沉降过程中可以看到细小絮凝体相互聚集挤压成团。在重力作用下, 下层水不断被挤出, 絮体变得更加密实。30 min 后, 沉降趋于稳定, 未观察到明显的变化。30 min 前, 絮凝体对有机污染物吸附不充分, 且脱稳絮体沉降不完全, COD_{Cr} 和浊度去除率较低。超过 30 min 时, COD_{Cr} 和浊度去除率无明显变化甚至存在一定程度的下降, 这是由于部分有



1— COD_{Cr} 去除率; 2—浊度去除率

图5 沉降时间对污染物去除效果的影响

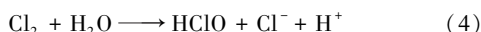
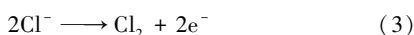
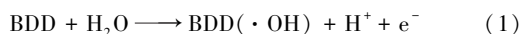
注: $\text{pH}=9, T=30^\circ\text{C}, \rho(\text{PAC})=50 \text{ mg/L}, \rho(\text{K}_2\text{FeO}_4)=50 \text{ mg/L}$ 。

物重新溶解造成的。因此,最佳沉降时间确定为 30 min。

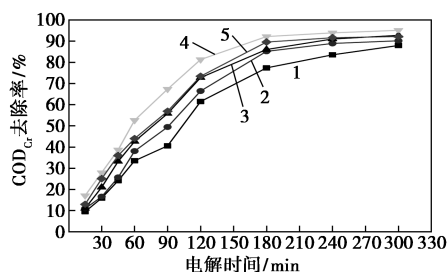
2.2 电化学处理工艺段效果

2.2.1 电流密度对污染物去除效果的影响

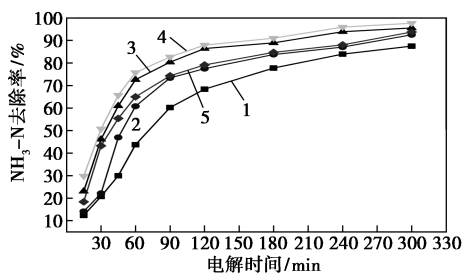
BDD 电极氧化主要依靠阳极表面产生的·OH、次氯酸等氧化剂来间接氧化降解有机污染物,其反应式如下^[21-22]:



电流密度对污染物降解效果的影响如图 6 所示。由图 6 可知,当电流密度从 20 mA/cm² 增大到 75 mA/cm², COD_{Cr} 和 NH₃-N 去除率逐渐升高。这是因为提高电流密度,有利于电子转移并产生高浓度·OH^[23],加速阳极表面的氧化降解;此外,前工艺段处理后的废水中存在 Cl⁻ 会产生 HClO。当电流密度达到 100 mA/cm², COD_{Cr} 和 NH₃-N 去除率反而呈现下降的趋势。这是因为电流密度过高会加剧阳极分解水的析氧副反应,电极表面附着大量微气泡阻碍了有机污染物的氧化。因此,选择 75 mA/cm² 为最适电流密度。



(a) 对 COD_{Cr} 的影响



(b) 对 NH₃-N 的影响

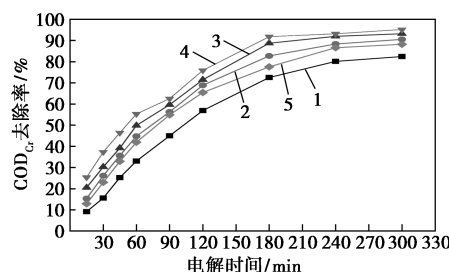
1—20 mA/cm²; 2—30 mA/cm²; 3—50 mA/cm²;
4—75 mA/cm²; 5—100 mA/cm²

图 6 电流密度对污染物降解效果的影响

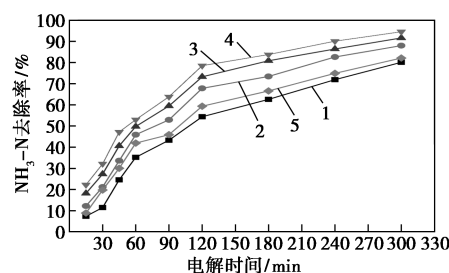
2.2.2 电解 pH 对污染物去除效果的影响

电解 pH 对污染物去除效果的影响如图 7 所示。由图 7 可知,不同 pH 下的降解效果大小为:弱

碱性>中性或弱酸性>强酸或强碱性。由于 BDD 电极析氯能力较弱,生成的 HClO 较少,因此电解氧化的主要反应机制是·OH 间接氧化^[24]。而 OH⁻ 在阳极被夺电子是产生·OH 的主要途径之一。随着电解 pH 升高,OH⁻ 浓度增大,阳极表面产生更多的·OH。当 OH⁻ 过量时,反而会降低阳极析氧电位,加剧析氧副反应,不利于 BDD 电极对有机污染物的降解^[25]。对于 NH₃-N 而言,在(中)弱碱性条件下,NH₃-N 可在 3 h 时达到较高的去除率(>80%)。此时,NH₃-N 主要以游离氨形式存在,其氧化产物以氮气和水为主^[26-27]。因此,电化学降解有机物的最适电解 pH 为 9.0。



(a) 对 COD_{Cr} 的影响



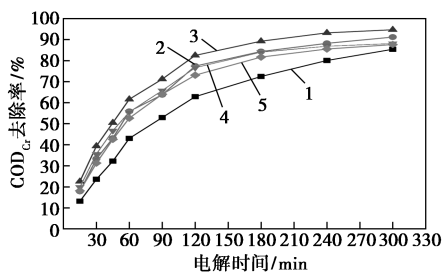
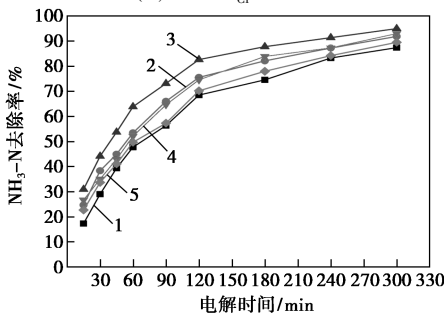
(b) 对 NH₃-N 的影响

1—pH=3; 2—pH=5; 3—pH=7; 4—pH=9; 5—pH=11

图 7 电解 pH 对污染物降解效果的影响

2.2.3 电解温度对废水处理的影响

电解温度对废水处理的影响如图 8 所示。由图 8 可知,当初始温度从 20℃ 升高到 40℃,溶液中 COD_{Cr} 和 NH₃-N 去除率均不断上升。升高温度能加快·OH 的产生速率,从而有效提升 BDD 电极的间接氧化速率^[28]。同时,溶质的布朗运动加强,提升了污染物的扩散速率和电极表面的化学反应速率,有效地促进了电解反应进行。相同电解时间时,BDD 电极在初始温度为 50℃ 和 60℃ 下的电解效率明显低于 40℃。主要是温度过高加剧自由基的失活,从而降低反应速率,阻碍了有机物的降解^[29]。因此,选择 40℃ 为较优的初始温度。由于电解过程中会自发产热,工程应用中可以适当降低初始温度。

(a) 对 COD_{Cr} 的影响(b) 对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的影响

1— $T=20^\circ\text{C}$; 2— $T=30^\circ\text{C}$; 3— $T=40^\circ\text{C}$; 4— $T=50^\circ\text{C}$; 5— $T=60^\circ\text{C}$

图8 电解温度对污染物降解效果的影响

2.3 TOC 去除率随时间的变化情况

电解工艺段的最优实验条件为: 电流密度为 75 mA/cm^2 、溶液初始 pH 为 9、溶液温度为 40°C , 在此条件下 TOC 去除率随时间的变化曲线如图 9 所示。由图 9 中可以看出, 电解 5 h 后, TOC 去除率高达 97.8%, 说明 BDD 电解处理几乎将废水中的有机物全部矿化。

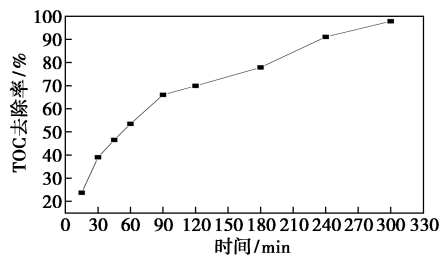


图9 TOC 去除率随时间的变化曲线

2.4 混凝—电化学联用处理效果

采用单因素实验确定组合工艺的最佳实验条件, 即絮凝沉淀工艺段初始 pH 为 9、PAC 与 K_2FeO_4 质量浓度均为 50 mg/L 、反应温度为 40°C 、静置沉降 30 min; 电解工艺段初始 pH 为 9、电流密度为 75 mA/cm^2 、反应温度为 40°C 、电解时间为 5 h。经该组合工艺处理后, 出水无色无味, COD_{Cr} 为 23 mg/L , $\rho(\text{NH}_3\text{-N})$ 为 0.35 mg/L , TOC 为 11.75 mg/L , 浊度为 2.1 NTU 。

3 结论

(1) 采用 K_2FeO_4 复配 PAC 对乳化液废水进行

预处理, 适量的 K_2FeO_4 可明显促进 PAC 的絮凝效果, 加速沉降并提升絮体密实度, 使废水从灰白色快速变为无色。处理后废水的 COD_{Cr} 从 $4\ 625\text{ mg/L}$ 降到 456 mg/L (去除率为 90.14%), 浊度从 978 NTU 降到 21 NTU (去除率为 97.85%)。

(2) 后接的 BDD 电化学氧化工艺段可高效地去除水中 COD_{Cr} 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 。在最佳工艺条件下电解 5 h 后, 废水 COD_{Cr} 从 456 mg/L 降至 23 mg/L (去除率为 94.96%), $\text{NH}_3\text{-N}$ 从 26 mg/L 下降到 0.35 mg/L (去除率为 98.65%), TOC 的去除率达到 97.81%。

(3) 混凝沉淀+电化学氧化组合工艺处理后的乳化液废水无色无味, 且 COD_{Cr} 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、浊度等主要指标均达到《污水综合排放标准》(GB 8978—1996) 的一级标准的要求。

参考文献

- [1] 刘宏. 化学破乳特性与高分子聚合物破乳[J]. 工业水处理, 2000, 20(9): 22-24.
- [2] Yu L, Han M, He F. A review of treating oily wastewater[J]. Arab J Chem, 2017, 10: S1913-S1922.
- [3] 冷超群, 边文强, 董涛, 等. 物化法处理废乳化液的实验研究[J]. 煤炭与化工, 2017, 259(11): 49-54.
- [4] 王雪, 徐佳, 蒋钰焯, 等. 超滤膜处理乳化油废水的研究进展[J]. 现代化工, 2011, 31(6): 28-31.
- [5] 王志强, 李黎, 陈文清. 乳化液废水处理技术的综述研究[J]. 工业水处理, 2012, 32(9): 6-9.
- [6] Rice C L, Whitehead R. The theory of the coagulation of emulsions[J]. Journal of Colloid & Interface Science, 1967, 23(2): 174-181.
- [7] 李玲. 高铁酸钾辅助 PAC 去除污水中 $\text{Cu}(\text{II})$ 、 COD_{Cr} 、氨氮和总磷的研究[D]. 太原: 太原理工大学, 2012.
- [8] 蒋欢, 王婷, 郑彤, 等. 水体中磺胺甲恶唑在 BDD 电极体系中的电化学氧化机理[J]. 北京大学学报: 自然科学版, 2019, 55(3): 482-488.
- [9] 戴昕, 刘军, 宫建瑞, 等. 垃圾渗滤液 BDD 电化学氧化方法研究[J]. 中国给水排水, 2016, 32(7): 82-85.
- [10] 苑志华, 桂和荣, 何文丽, 等. 高铁酸钾氧化煤矿井废水中 COD 性能研究[J]. 水处理技术, 2009, (9): 49-52.
- [11] 冯利, 汤鸿霄. 铝盐最佳混凝形态及最佳 pH 范围研究[J]. 环境化学, 1998, 17(2): 163-169.
- [12] 马维超. 高铁酸盐去除水中双酚 A 和磷酸盐的效能研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2011.
- [13] 汤鸿霄. 羟基 PAC 的絮凝形态学[J]. 环境科学学报, 1998, 18(1): 1-10.
- [14] 连国奇, 全双梅. 复合絮凝法预处理高浓度煤化工废水影响因素研究[J]. 现代化工, 2017, 37(9): 139-142.
- [15] 张振花, 何玉凤, 张侠, 等. 聚铁和聚铝类絮凝剂的改性及在废水处理中的应用研究进展[J]. 水处理技术, 2010, (9): 16-21, 30.

(下转第 202 页)

MPa 略下降为 72.8 MPa。

(2) 通过调整改性蓖麻油 S-35 的用量发现,随着用量的提升,固化物拉伸强度、热失重温度、玻璃化转变温度下降,冲击强度先上升后下降。其中改性蓖麻油 S-35 用量为环氧树脂质量的 20% 时,固化物的冲击强度达到最高值 38.4 kJ/m²,但用量为 10% 时的固化物综合性能最优,具有最佳的增韧效果,冲击强度达到 35.7 kJ/m²,提高了 80.3%,拉伸强度为 75.3 MPa,热失重温度为 335.0℃,玻璃化转变温度为 103.2℃。

参考文献

- [1] Sahoo S K, Mohanty S, Nayak S K. Synthesis and characterization of bio-based epoxy blends from renewable resource based epoxidized soybean oil as reactive diluent[J]. Chinese Journal of Polymer Science, 2015, 33(1): 137-152.
- [2] Park S J, Jin F L, Lee J R. Thermal and mechanical properties of tetrafunctional epoxy resin toughened with epoxidized soybean oil[J]. Materials Science & Engineering A: Structural Materials: Properties, Microstructure and Processing, 2004, A374(1-2): 109-114.
- [3] Chen Yan, Yang Liting, Wu Jiahui, et al. Thermal and mechanical properties of epoxy resin toughened with epoxidized soybean oil[J]. Journal of Thermal Analysis and Calorimetry, 2013, 113(2): 939-945.
- [4] Jin F L, Park S J. Impact-strength improvement of epoxy resins reinforced with a biodegradable polymer[J]. Materials Science & Engineering, A: Structural Materials: Properties, Microstructure and Processing, 2008, A478(1-2): 402-405.
- [5] Liu Wanshuang, Zhou Rui, Goh H L S, et al. From waste to functional additive: Toughening epoxy resin with lignin[J]. ACS Applied Materials & Interfaces, 2014, 6(8): 5810-5817.
- [6] Sun Gang, Sun Hongguang, Liu Yu, et al. Comparative study on the curing kinetics and mechanism of a lignin-based-epoxy/anhydride resin system[J]. Polymer, 2007, 48(1): 330-337.
- [7] Mansouri N E, Yuan Q, Huang F. Synthesis and characterization of kraft lignin based epoxy resins BioResources [J]. Bioresources, 2011, 6(3): 2492-2503.
- [8] Fei Xiaoma, Wei Wei, Zhao Fangqiao, et al. Efficient toughening of epoxy-anhydride thermosets with a biobased tannic acid derivative [J]. ACS Sustainable Chemistry & Engineering, 2017, 5(1): 596-603.
- [9] Fei Xiaoma, Zhao Fangqiao, Wei Wei, et al. Tannic acid as a bio-based modifier of epoxy/anhydride thermosets[J]. Polymers, 2016, 8(9): 314-325.
- [10] Wang X, Zhou S, Guo W W, et al. Renewable cardanol-based phosphate as a flame retardant toughening agent for epoxy resins [J]. ACS Sustainable Chemistry & Engineering, 2017, 5(4): 3409-3416.
- [11] Chen Jie, Nie Xiaolan, Liu Zengshe, et al. Synthesis and application of polyepoxide cardanol glycidyl ether as biobased polyepoxide reactive diluent for epoxy resin[J]. ACS Sustainable Chemistry & Engineering, 2015, 3(6): 1164-1171.
- [12] Darroman E, Durand N, Boutevin B, et al. Improved cardanol derived epoxy coatings[J]. Progress in Organic Coatings, 2016, 91: 9-16.
- [13] Sudha G S, Kalita H, Mohanty S, et al. Biobased epoxy blends from epoxidized castor oil: Effect on mechanical, thermal, and morphological properties[J]. Macromolecular Research, 2017, 25(5): 420-430.
- [14] Ahmadi L, Wright A J, Marangon A G. Structural and mechanical behavior of tristearin/triolein-rich mixtures and the modification achieved by interesterification [J]. Food Biophysics, 2009, 4(2): 64-76. ■
- [15] naphthol at boron-doped diamond electrodes[J]. Journal of Electroanalytical Chemistry, 2001, 507(1): 206-214.
- [16] 樊鹏跃, 崔建国, 李玲. pH 对高铁酸钾辅助聚合氯化铝去除废水中 Cu²⁺ 的影响研究[J]. 环境污染与防治, 2014, 36(3): 78-81.
- [17] 王国华, 李晨光, 孙晓, 等. 高铁酸钾强化 PAC 去除景观水体中藻类的研究[J]. 中国给水排水, 2010, (9): 90-92.
- [18] 程爽. 高铁酸钾的制备及预氧化强化混凝效果研究[D]. 成都: 西南交通大学, 2017.
- [19] Zhang Z C. The flocculation mechanism and treatment of oily wastewater by flocculation [J]. Water Science and Technology, 2017, 76(10): 2630-2637.
- [20] 陈国炜, 徐得潜, 张之源. 絮凝沉淀法处理宣纸黑液的研究[J]. 工业用水与废水, 2001, (5): 26-28.
- [21] Michaud P A, Panizza M, Ouattara L, et al. Electrochemical oxidation of water on synthetic boron-doped diamond thin film anodes[J]. Journal of Applied Electrochemistry, 2003, 33(2): 151-154.
- [22] Panizza M, Michaud P A, Cerisola G, et al. Anodic oxidation of 2-

(上接第 197 页)