

h-NPAC@AC@GR电极制备及降解焦化废水

刘姣彤¹, 陈盈佳¹, 王佳一¹, 杨海明^{1,2*}

¹辽宁科技大学化学工程学院, 辽宁 鞍山

²辽宁科技大学材料电化学研究所, 辽宁 鞍山

收稿日期: 2026年8月24日; 录用日期: 2026年9月17日; 发布日期: 2026年9月23日

摘 要

焦化废水可生化性差且毒性显著, 会直接威胁人体生命健康。该废水水质组分繁杂, 酚类、氰化物、苯类物质与氨氮等多种毒害污染物大量存在, 若未经达标处理直接排放, 极易造成水体重度污染, 扰乱自然生态系统稳定。开发高效可行的焦化废水处理技术, 现已成为全球环境领域科研人员的重点研究方向。电芬顿氧化工艺绿色安全, 反应过程无次生污染物生成, 因此得到诸多学者的深入探究。本研究采用电芬顿氧化体系处理焦化废水, 以h-NPAC@AC@GR复合电极为反应电极, 系统探究电极面积、Fe²⁺浓度、电流密度及反应体系pH对废水中COD去除效率的作用规律, 并同步测试电极的循环使用稳定性。实验结果显示, 污染物降解效率会随反应时长延长持续提升; COD去除效率与电极面积呈正向相关; 体系pH=3、电流密度25 mA/cm²、Fe²⁺浓度0.7 mM为最优运行参数, 该条件下COD去除效率最高可达86%。

关键词

焦化废水, 电芬顿, 吡咯氮, 复合电极

Preparation of the h-NPAC@AC@GR Electrode and Its Degradation of Coking Wastewater

Jiaotong Liu¹, Yingjia Chen¹, Jiayi Wang¹, Haiming Yang^{1,2*}

¹School of Chemical Engineering, University of Science and Technology Liaoning, Anshan Liaoning

²Institute of Materials Electrochemistry Research, University of Science and Technology Liaoning, Anshan Liaoning

Received: August 24, 2026; accepted: September 17, 2026; published: September 23, 2026

Abstract

Coking wastewater exhibits poor biodegradability and high toxicity, posing a direct threat to human

*通讯作者。

文章引用: 刘姣彤, 陈盈佳, 王佳一, 杨海明. h-NPAC@AC@GR 电极制备及降解焦化废水[J]. 水污染及处理, 2026, 14(4): 191-201. DOI: 10.12677/wpt.2026.144020

health. This type of wastewater features complex water quality components, containing abundant toxic pollutants such as phenols, cyanides, benzene substances and ammonia nitrogen. If discharged directly without reaching discharge standards, it will easily lead to severe water pollution and disrupt the stability of natural ecosystems. Developing efficient and feasible treatment technologies for coking wastewater has become a key research focus for environmental researchers worldwide. As an environmentally friendly process that produces no secondary contaminants during reactions, the electro-Fenton oxidation technology has attracted in-depth investigations from numerous scholars. In this study, an electro-Fenton oxidation system was constructed to treat coking wastewater, with h-NPAC@AC@GR composite electrodes adopted as reaction electrodes. The effects of electrode area, Fe^{2+} concentration, current density and system pH on the COD removal efficiency of wastewater were systematically explored, and the cycling stability of electrodes was simultaneously evaluated. Experimental results demonstrate that the degradation efficiency of pollutants continuously improves with the extension of reaction time; COD removal efficiency is positively correlated with electrode area. The optimal operating parameters are pH of 3, current density of 25 mA/cm^2 and Fe^{2+} concentration of 0.7 mM , under which the maximum COD removal efficiency reaches 86%.

Keywords

Coking Wastewater, Electric Fenton, Pyrrole Nitrogen, Composite Electrode

Copyright © 2026 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

焦化废水是钢铁生产环节产生的一类成分复杂的工业废水，多形成于焦炉煤气净化、煤系副产物回收工序，水体中有机污染物富含烯烃、羟基、酰胺基、磺酰胺基以及硝基类官能团结构[1]。该类废水会对周边环境造成极大危害。水体内部含有大量难以生物分解的污染物，依靠常规水处理工艺难以实现有毒组分的有效脱除。现阶段国内焦化废水处理以生化工艺为主，但经生化单元处理后的出水依旧存在色度偏高的问题。相关监测数据表明，生化尾水的 COD_{Cr} 浓度普遍超出限定标准，出水既无法达到国家污水排放限值，也难以满足厂区生产回用水水质标准，因此必须搭配其他深度处理工艺进行协同净化[2]，即便焦化废水经处理后各项指标满足排放限值，水体依旧具备遗传毒性，会对生态环境造成长期潜在危害[3]。因此焦炭工厂废水的有效处理受到特别关注[4]。

电芬顿技术是 Fenton 技术的一个分支，电芬顿中的 ORR 是电化学过程中最受关注的[5]，它利用电化学方法还原阴极上的溶解氧以生成 H_2O_2 ，体系中生成的 H_2O_2 可与溶液中的 Fe^{2+} 发生反应，生成具有强氧化能力的羟基自由基。高活性羟基自由基能够高效攻击水体中难降解有机污染物，促使其彻底矿化分解，同时有效改善废水的可生化性能。与 Fenton 方法相比，不需要额外存储和添加 H_2O_2 ，因此可以降低技术成本。

本研究使用 h-NPAC@AC@GR 复合材料作为电芬顿阴极，针对生化出水阶段的焦化废水开展降解试验，以此综合评价该电极的催化性能。实验所用焦化废水初始 COD 浓度设定为 400 mg/L ，系统考察多种工况条件对该电芬顿体系污染物降解效果的影响。本实验以泡沫镍为基底载体，搭配氮掺杂碳材料、石墨与活性炭作为原料合成阴极。相较于现有研究制备的电极，本材料引入铁元素改性后，具备析氢电位高、过氧化氢生成效率优异以及循环稳定性良好等多重优势，将电极用于处理焦化废水时有明显效果，

实验可以减少铁泥的生成, 因此本实验研究具有一定的实际意义。

2. 实验部分

2.1. 主要材料和试剂

活性炭、石墨、吡咯、三氯化铁六水合物、硫酸、硫酸银、无水硫酸钠、七水合硫酸亚铁、硫酸亚铁铵、重铬酸钾、邻菲罗啉、聚四氟乙烯浓缩分散液、硫酸汞。

2.2. h-NPAC@AC@GR 电极制备

h-NPAC (N-doped porous activated carbon) 的制备流程分为两个阶段: 首先制备前驱体 NPAC。以吡咯作为单体、三氯化铁充当氧化引, 借助化学氧化聚合工艺完成反应; 取等体积 1 mol/L 吡咯水溶液与 1 mol/L 三氯化铁溶液充分混匀, 持续搅拌反应 12 h。聚合反应完成后进行真空抽滤, 依次采用无水乙醇、去离子水反复清洗滤饼, 直至流出滤液变为透明无色, 随后置于 60℃ 烘箱干燥 10 h, 得到 NPAC 前驱体。

将所得 NPAC 置于氮气保护气氛中, 在 650℃ 高温下煅烧保温 2 h, 即可得到 h-NPAC 材料。后续将 h-NPAC、活性炭(AC)与石墨(GR)充分混匀, 滴加聚四氟乙烯分散液作为粘结剂, 借助压片设备将复合物料压紧附着于泡沫镍基底表面, 最终制得 h-NPAC@AC@GR 复合电极。

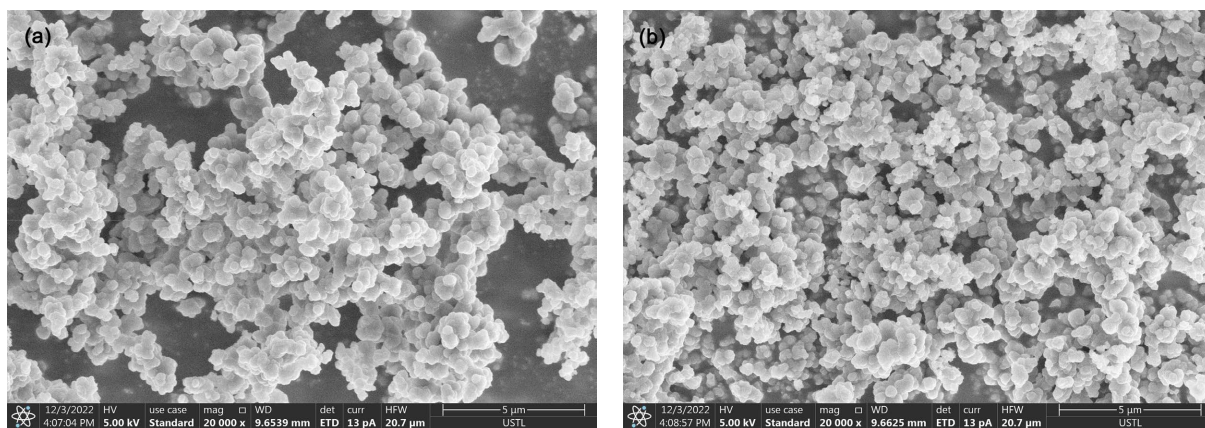
3. 结果与讨论

3.1. 表征

3.1.1. SEM

扫描电子显微镜是材料形貌表征与微观结构分析的核心手段之一, 本研究借助该设备对制备 NPAC 材料进行微观形貌观测。由 NPAC 材料的扫描电镜图像(图 1(a)、图 1(c)、图 1(e))可知, 所得材料呈现规整的球形微观形貌, 整体形貌一致性佳、颗粒分散均匀, 球体粒径约为 400 nm。同时, 球形颗粒间结合紧密、相互搭接, 构筑出无定形的整体微观结构。这种颗粒紧密互连的结构特征, 使 NPAC 材料内部形成贯通的导电网络, 可为载流子的传输与迁移提供有效通道, 这也是该导电聚合物具备优异导电性能的关键结构诱因。

图 1(b)、图 1(d)、图 1(f)为高温煅烧处理后 h-NPAC 材料的扫描电镜形貌图。通过对比分析可见, 高温煅烧处理并未破坏材料的微观形貌, h-NPAC 依旧保持均匀的球形颗粒形态, 颗粒分散性良好、形貌均一, 且颗粒间紧密搭接的连接结构未发生改变。由此可证实, NPAC 材料优异的导电特性具备良好的热稳定性, 不会因高温煅烧工艺处理而发生衰减或改变。



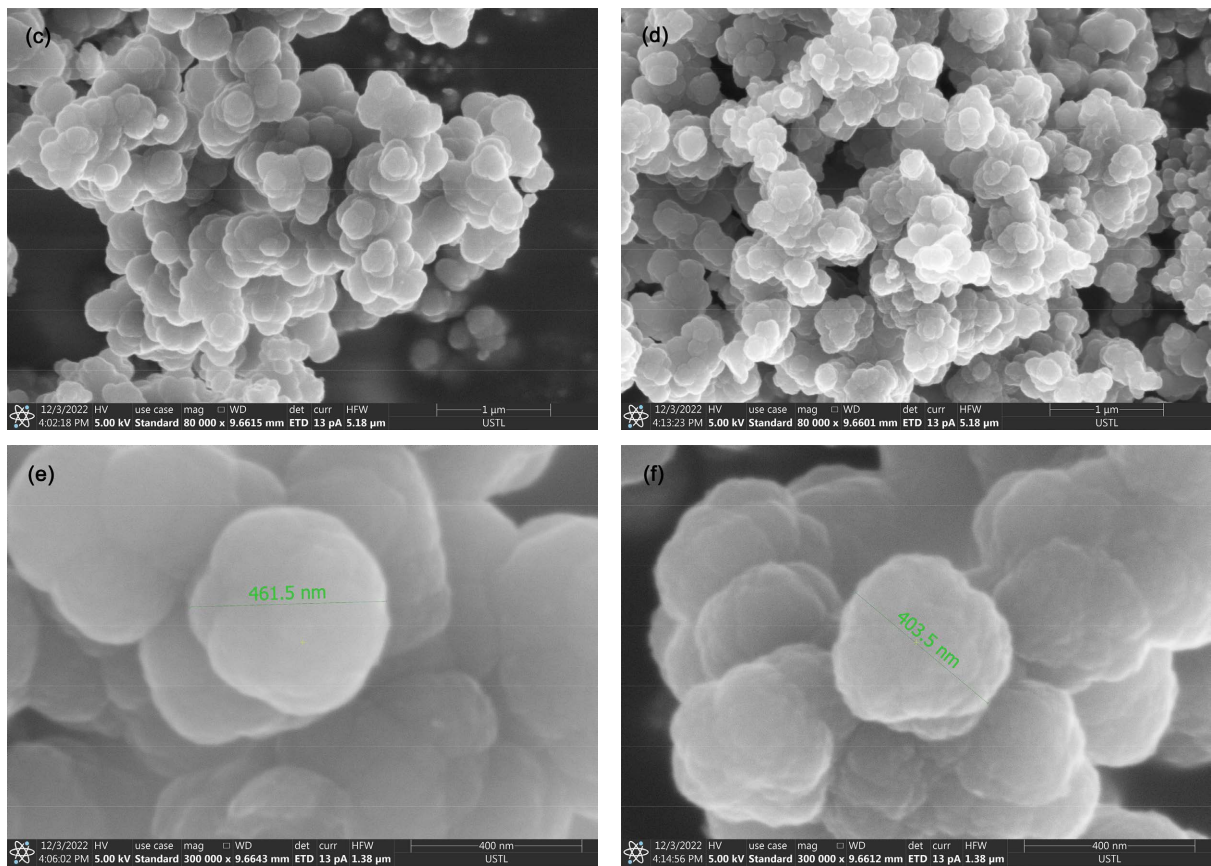


Figure 1. SEMs of NPAC、h-NPAC
图 1. NPAC、h-NPAC 的 SEM 图

3.1.2. XRD

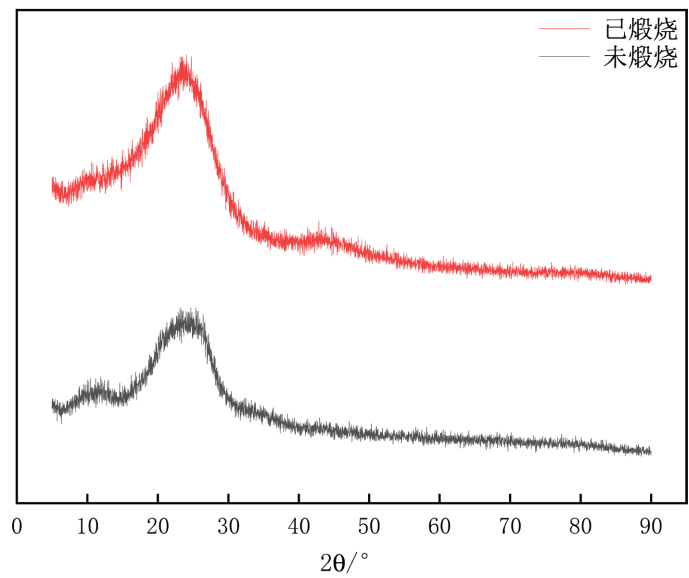


Figure 2. XRD pattern of NPAC and h-NPAC
图 2. NPAC、h-NPAC 的 XRD 图

XRD 图谱结果表明(见图 2), NPAC 材料在 $2\theta \approx 25^\circ$ 处出现一处宽泛的衍射鼓包。该特征峰的出现, 归因于化学氧化聚合法制备的 NPAC 材料分子链具备较强的结构刚性, 是无定形非晶态 NPAC 材料的典型衍射特征, 充分证明本实验成功制备出目标 NPAC 材料。同时, 比煅烧前后的 NPAC 样品 XRD 图谱可以发现, 两种样品均未出现尖锐的晶型衍射峰, 始终保持无定形结构特征, 说明高温煅烧处理不会对 NPAC 材料的晶体结构产生明显影响。该结构演变规律与前文 SEM 微观形貌表征结果高度吻合, 进一步印证了 NPAC 材料结构的热稳定性。

3.1.3. XPS

X 射线光电电子能谱(XPS)是表征样品化学组分的重要测试手段, 可精准揭示复合材料表面元素的存在形态与化学状态。本研究通过对 N1s 核心能级的结合能进行 XPS 拟合分析, 精准区分材料中掺杂氮元素的存在构型, 并定量解析不同氮物种的相对含量。XPS 全谱测试结果表明, 样品分别在 285 eV、400 eV、532 eV 处出现 C1s、N1s、O1s 特征衍射峰, 证实材料主要由碳、氮、氧三种元素构成。结合谱图数据与元素定量分析结果可知, 高温热处理后的碳化反应会显著提升样品的碳元素相对含量, 同时使氮、氧元素的相对含量出现不同程度的降低。

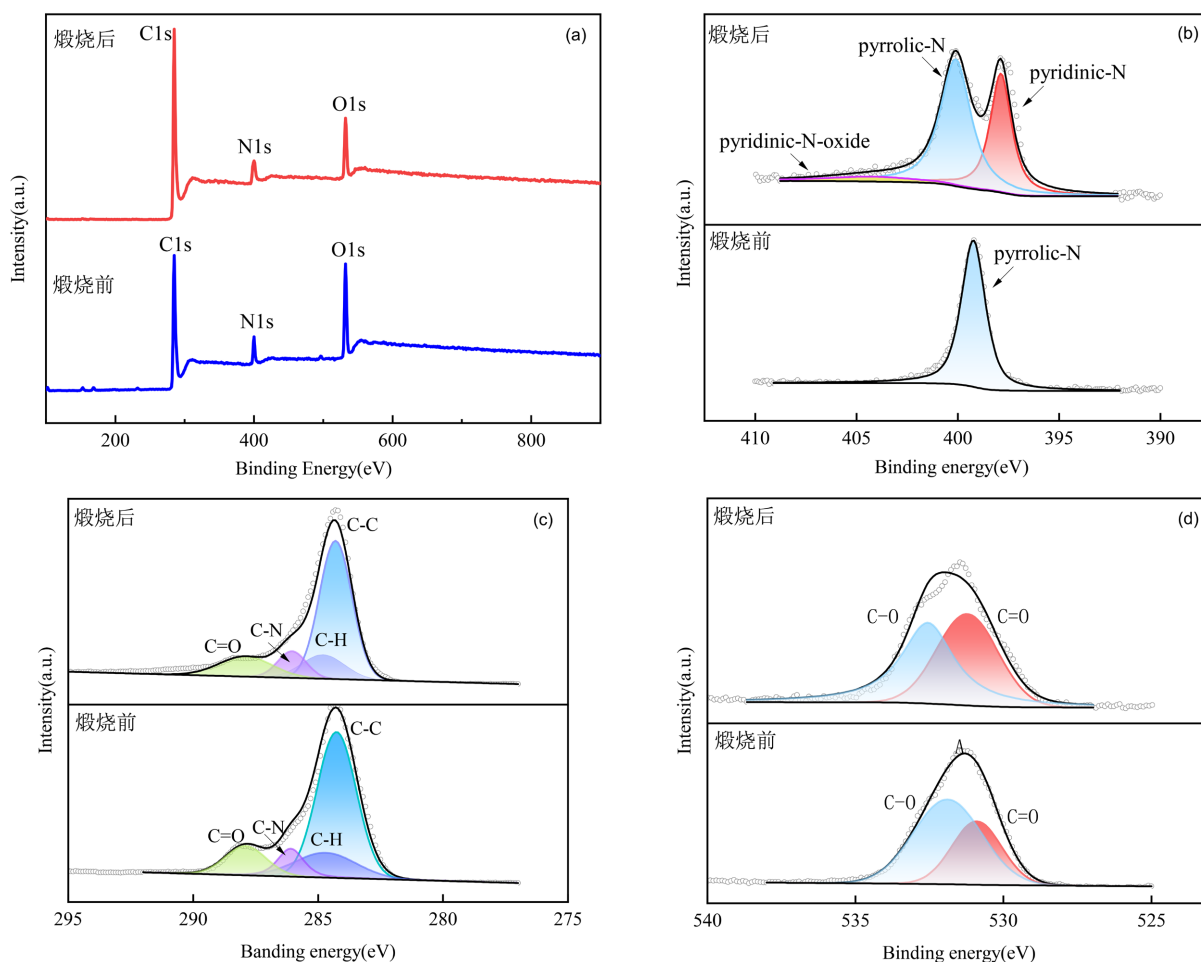


Figure 3. (a) XPS survey spectra of NPAC, h-NPAC; (b) The high-resolution N1s spectra of NPAC, h-NPAC; (c) The high-resolution C1s spectra of NPAC, h-NPAC; (d) The high-resolution O1s spectra of NPAC, h-NPAC

图 3. (a) NPAC、h-NPAC 的 XPS 光谱; (b) NPAC、h-NPAC 的高分辨率 N1s 光谱; (c) NPAC、h-NPAC 的高分辨率 C1s 光谱; (d) NPAC、h-NPAC 的高分辨率 O1s 光谱

样品中碳、氮、氧三种核心元素的存在状态变化规律如图 3(a)所示。由 N1s 高分辨 XPS 谱图可得, 未煅烧的原始样品仅在 398.0 eV 结合能处出现单一特征峰, 对应吡啶型氮官能团, 该氮物种主要来源于复合材料中的 NPAC 基体材料。经氮气氛围高温煅烧处理后, 样品的 N1s 谱图出现多峰分化, 在 398.0 eV、399.8 eV、404.2 eV 结合能位置分别对应吡啶氮、吡咯氮及氮氧化合物三种含氮官能团。这一结果表明, 高温热解过程可诱导材料生成丰富的新型含氮官能团, 证明 NPAC 材料经热处理后, 原有吡咯型氮会发生结构转化, 衍生出多种不同构型的氮物种。相较于吡咯氮, 吡啶氮结构中未杂化的 pz 轨道存在孤对电子, 能够有效提升 N-C 活性位点的电子密度, 可为两电子氧还原反应(ORR)的进行提供有利条件[6]。

对图 3(c)中 C1s 高分辨 XPS 图谱进行分峰拟合处理, 可将其拆解为四个特征分量峰, 各峰对应的结合能分别为 284.4 eV、285 eV、286 eV 与 287.9 eV, 依次归属于 C-C、C-H、C-N 及 C=O 化学键官能团。而图 3(d)的 O1s 高分辨 XPS 图谱拟合结果显示, 样品表面氧元素存在两种化学状态, 分别为结合能 530.87 eV 处的 C=O 基团与 532.28 eV 处的 C-O 基团, 两种含氧官能团共同存在于材料表面[7]。

3.2. 影响因素

3.2.1. 电极面积对降解焦化废水的影响

电芬顿反应体系适宜在酸性环境下运行, 电化学过程中水分子于阳极氧化可生成少量 $\cdot\text{OH}$, 而体系内 Fe^{2+} 与 H_2O_2 发生催化反应能够大量产出强氧化性 $\cdot\text{OH}$, 依靠该活性自由基实现有机污染物的氧化降解。为探究电极有效面积对废水处理效果的影响, 本研究设置三组规格对照试验, 尺寸分别为 $2\text{ cm} \times 5\text{ cm}$ 、 $4\text{ cm} \times 5\text{ cm}$ 、 $6\text{ cm} \times 5\text{ cm}$, 其余反应参数保持统一: 反应液体积 200 mL、电解质浓度 0.05 mol/L、电流密度 25 mA/cm²、 Fe^{2+} 投加量 0.7 mmol/L、体系初始 pH 调至 3, 全程在室温环境下完成反应。

相关试验结果如图 4 所示, COD 去除效率随电极尺寸扩大持续提升; 当电极规格提升至 $6\text{ cm} \times 5\text{ cm}$ 时, 焦化废水 COD 去除率可达 86%。该变化规律的内在机理为: 电流密度恒定条件下, 较小的电极反应界面会限制 H_2O_2 的原位生成量, 进而减少体系内 $\cdot\text{OH}$ 产量, 减缓有机污染物降解速率; 随着电极面积增加, 阴极还原生成 H_2O_2 的总量同步上升, 催化产生的强氧化性羟基自由基随之增多, 对水体中有机污染物的氧化去除能力显著增强。综合电极制备原料成本、能耗等实际应用因素, 后续试验选用 $6\text{ cm} \times 5\text{ cm}$ 规格电极作为电芬顿阴极处理焦化废水。

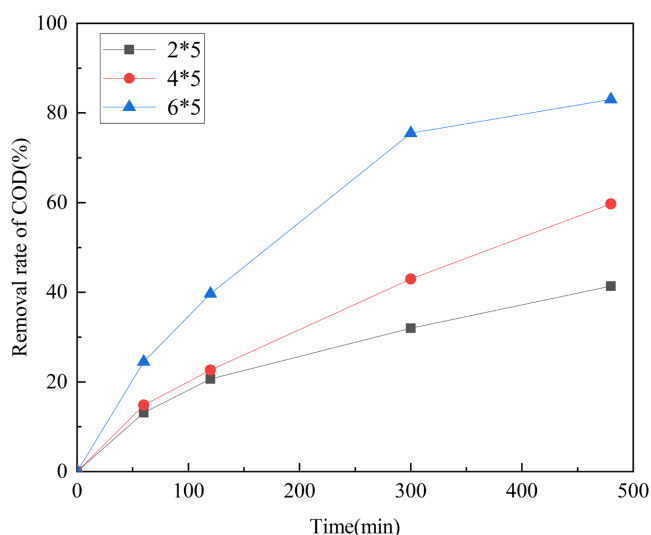


Figure 4. Effect of electrode area on COD removal in coking wastewater

图 4. 电极面积对去除焦化废水 COD 的影响

3.2.2. 催化剂(Fe^{2+})对降解焦化废水的影响

Fe^{2+} 是电芬顿反应体系不可或缺的催化组分,该离子能够与阴极氧气还原生成的 H_2O_2 发生催化反应,产出具备强氧化能力的 $\cdot\text{OH}$,从而实现水体中 COD 污染物的氧化分解。本实验保持其余反应参数恒定,仅改变 Fe^{2+} 投加浓度,探究其对焦化废水 COD 去除效果的调控规律。统一实验条件设置如下:反应体系容积 200 mL,选用 6 cm × 5 cm 规格电极,电解质浓度 0.05 mol/L,电流密度 25 mA/cm²,体系 pH 维持在 3,所有实验组均在室温环境下开展反应。图 5 中的测试数据表明:当 Fe^{2+} 浓度从 0.1 mM 逐步提升至 0.7 mM,反应 480 min 后废水 COD 去除率由 77.34%上升至 86.79%;但若继续将 Fe^{2+} 浓度提升至 0.9 mM, COD 去除效率反而回落至 84.72%,这是由于过高的 Fe^{2+} 会促进和 $\cdot\text{OH}$ 发生副反应[8],消耗 $\cdot\text{OH}$ [9],副反应为:



COD 去除效率出现下滑的主要原因可从催化反应机理进行解释:若体系内 Fe^{2+} 浓度偏低,芬顿催化反应生成的 $\cdot\text{OH}$ 数量有限,难以充分氧化水体中的有机污染物,整体降解效果偏弱。随着 Fe^{2+} 添加量逐步提升,参与催化分解 H_2O_2 的活性位点增多,体系产出的 $\cdot\text{OH}$ 含量随之上升, COD 去除效率持续改善。而当 Fe^{2+} 浓度超过 0.7 mM 后,过量 Fe^{2+} 会与 $\cdot\text{OH}$ 发生竞争性副反应,造成活性氧化基团损耗;与此同时,高浓度催化剂会在反应初期瞬间生成大量 $\cdot\text{OH}$,富余的自由基之间会发生自淬灭反应并转化为水分子,大幅削弱体系氧化能力。由此可见,体系内瞬时 Fe^{2+} 浓度过高同样会抑制有机污染物的去除效果。综合本组实验所得数据,确定 0.7 mM 为本体系最优 Fe^{2+} 投加浓度。

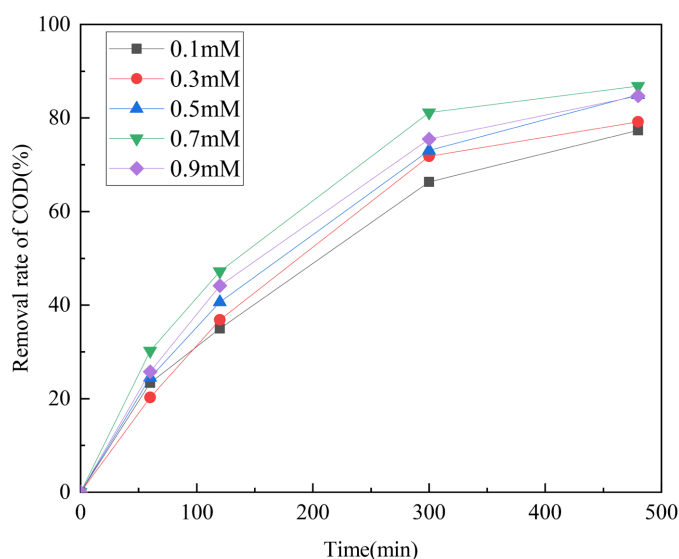


Figure 5. Effect of Fe^{2+} concentration on COD removal in coking wastewater

图 5. Fe^{2+} 浓度对去除焦化废水 COD 的影响

3.2.3. 电流密度对降解焦化废水的影响

外加电流密度是调控电芬顿氧化过程的关键参数。一方面,电流大小能够改变电极催化活性,直接影响整体反应速率;另一方面,阴极氧气还原生成 H_2O_2 的产率与产量同样受电流密度调控,最终改变体系内 $\cdot\text{OH}$ 的生成总量。为筛选出适用于焦化废水 COD 去除的最优电流工况,本研究设置五组梯度电流密度开展对照试验,分别为 8、16、25、33、40 mA/cm²。实验过程中其余变量保持恒定:反应液体积 200 mL,电极尺寸 6 cm × 5 cm,电解质浓度 0.05 mol/L, Fe^{2+} 催化剂浓度 0.7 mmol/L,体系 pH 稳定在 3,所

有实验组均在室温环境中完成降解反应。

图6的实验数据表明, 电流密度处于 8~25 mA/cm² 区间时, COD 去除效率随电流提升持续上升, 对应去除率由 44.87% 逐步升高, 并在 25 mA/cm² 条件下达到峰值 86.79%。该变化规律的内在机理为: 提升电流密度能够加快体系电子传递速率, 加速阴极发生两电子氧还原反应, 提升 H₂O₂ 累积浓度, 推动·OH 大量生成, 最终强化有机污染物氧化降解效果。但若将电流密度从 25 mA/cm² 进一步提升至 33 mA/cm², COD 去除效率反而出现下降。从反应机理层面分析, 电极单位面积可承载的电荷通量存在上限, 且整套反应装置内电极比表面积为定值; 一旦施加电流超出电极耐受限度, 电极极化现象会显著加剧, 同时阴极、阳极各类副反应同步被诱发, 削弱体系氧化降解能力。副反应包括在阴极随着氢气的析出[10], 四电子氧化还原反应[11]和 H₂O₂ 的分解[12]。反应式如下:



过高的电流会抑制阴极 H₂O₂ 的生成过程, 同时阻碍后续·OH 的催化产生, 不利于有机污染物氧化。因此当电流密度超过 25 mA/cm² 后, 焦化废水 COD 去除效率呈现下降趋势, 综合判定 25 mA/cm² 为本体系最优电流密度。

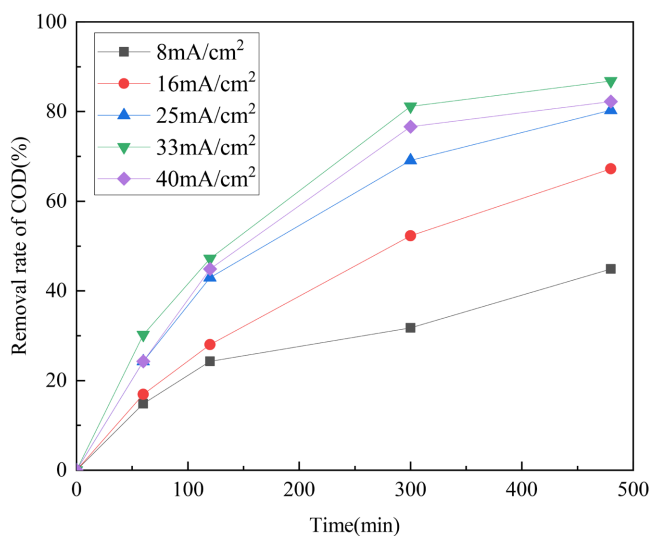


Figure 6. Effect of current density on COD removal in coking wastewater
图6. 电流密度对去除焦化废水 COD 的影响

3.2.4. pH 值对降解焦化废水的影响

pH 是调控电芬顿氧化效能的核心条件, 为明确 pH 对焦化废水处理效果的影响, 本研究设置 pH = 1、3、5、7 四组梯度条件开展对照试验。各组其余实验参数保持不变: 反应溶液体积 200 mL, 选用 6 cm × 5 cm 电极, 电流密度 25 mA/cm², 电解质浓度 0.05 mol/L, Fe²⁺投加量 0.7 mmol/L, 全部实验在室温环境中完成。结合图7的测试结果能够发现, 体系 pH 由 3 升高至 7 的过程中, COD 去除效率持续降低; 当反应体系酸碱度维持在 pH = 3 时, COD 去除效果达到最优, 对应去除率为 86.79%。体系 pH 维持在 3 左右时, 铁元素能够稳定以二价、三价离子形态存在, 持续参与电芬顿催化循环过程。若体系酸性过强, H₂O₂ 会发生快速分解, 难以在溶液中累积, 直接削弱氧化降解能力[13], 并且 pH 过低会使多余的 H⁺将

通过 $4e^-$ 还原[14]。随着体系 pH 不断升高, 水体中的 Fe^{2+} 与 Fe^{3+} 会发生水解反应, 转化为 $Fe(OH)_2$ 、 $Fe(OH)_3$ 凝胶沉淀物分散在液相中, 大幅降低游离铁离子含量, 阻碍芬顿催化循环正常进行[15], 由此可见, 反应体系的初始酸碱度需控制在适宜区间, 过高或过低的 pH 均会抑制电芬顿降解效率, 本研究确定 $pH = 3$ 为最优反应酸度条件。

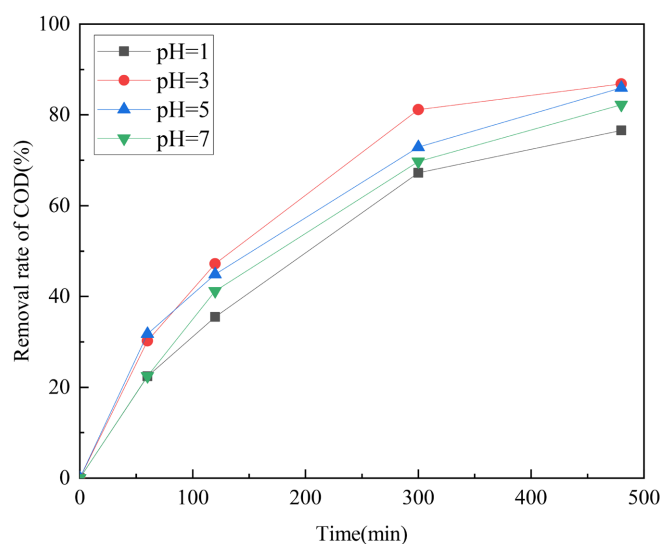


Figure 7. Effect of pH value on COD removal in coking wastewater
图 7. pH 值对去除焦化废水 COD 的影响

3.2.5. 过氧化氢浓度的测定

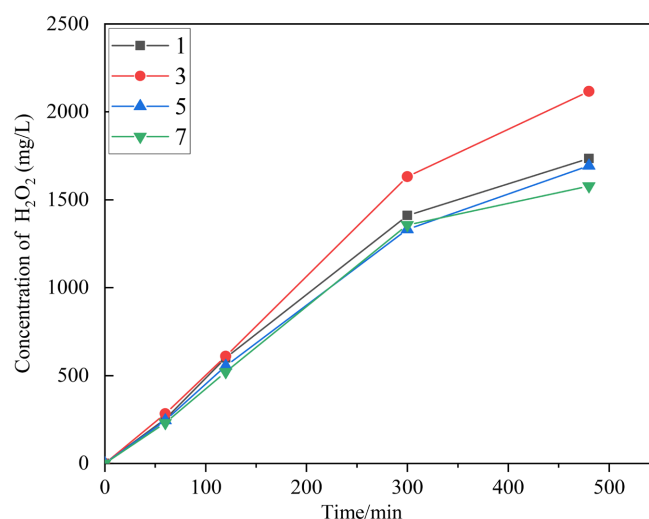


Figure 8. Effect of pH on hydrogen peroxide production
图 8. pH 值对过氧化氢产量的影响

过氧化氢浓度是决定电芬顿反应效能的关键参数, 为系统探究溶液 pH 值对过氧化氢生成量的影响规律, 本实验设定固定反应条件: 溶液体积 200 mL、0.05 mol/L 硫酸钠为支持电解质、电流密度 25 mA/cm²、室温环境。通过调控溶液 pH 值为 1、3、5、7 四组梯度变量, 分别在反应 60 min、120 min、300 min、

480 min 四个时间节点取样,采用高锰酸钾滴定法测定体系中过氧化氢含量,实验结果如图 8 所示。从反应规律来看,各组实验体系中过氧化氢浓度均随电解时间的延长呈现持续上升的趋势。其中, pH 值为 3 的反应体系过氧化氢生成效果最优,反应至 480 min 时,过氧化氢产量达到峰值,浓度为 2117.5 mg/L。当体系 pH 值过低时,过量的氢离子会与生成的过氧化氢发生反应,造成过氧化氢损耗,大幅降低其积累量;而随着 pH 值逐渐升高,体系氢离子浓度不断降低,过氧化氢的生成反应受到抑制,产量同样出现下降。由此可见,体系 pH 值过高或过低,均会对电芬顿反应中过氧化氢的生成与积累产生负面影响,综合实验结果可确定,本实验体系下电芬顿反应生成过氧化氢的最佳 pH 条件为 3。

3.2.6. 稳定性研究

电极循环稳定性能是评判改性阴极重复利用潜力的关键指标。为评估该电极耐久性能,本研究开展多批次循环回用测试:在统一反应工况下,重复使用同一支电极处理焦化废水,对比不同循环周期内的 COD 去除效果,以此分析电极的长期使用稳定性。

本循环稳定性测试选用 h-NPAC@AC@GR 复合阴极,统一设置反应工况:体系初始 pH = 3、电流密度 25 mA/cm²、Fe²⁺浓度 0.7 mM。正式反应前预先对废水曝气 60 min,保证水体溶解氧含量充足;反应全程持续曝气与机械搅拌,单次反应时长设定为 8 h。试验主要探究电极循环使用次数对焦化废水 COD 去除效果的影响。为规避废水内有机污染物与杂质附着造成电极性能衰减,每一轮反应结束后均对电极进行清洗、烘干处理,再投入下一组循环测试。由图 9 数据可得,随着循环次数增多,COD 去除效率仅出现小幅衰减,整体波动幅度微弱;经历三次循环使用后,体系 COD 去除率依旧维持在 84%上下,充分证明该复合阴极具备优良的循环稳定性能。

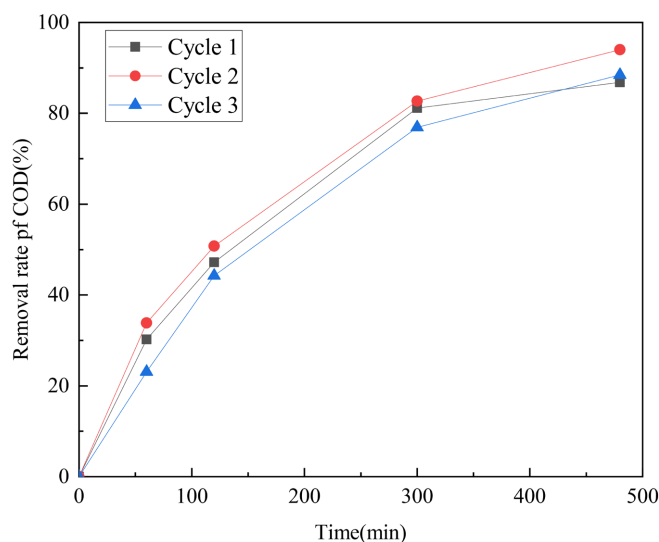


Figure 9. Stability test of electrodes

图 9. 电极的稳定性测试

4. 结论

本研究以活性炭为基底,复合 h-NPAC 与石墨材料制备复合电芬顿阴极。其中 h-NPAC 组分能够有效提升体系 H₂O₂ 的原位产率;在电芬顿催化循环中,Fe²⁺可与阴极氧还原生成的 H₂O₂ 发生反应,产生强氧化性羟基自由基,实现焦化废水中有机污染物的氧化分解。实验构建阴极电芬顿反应体系,以 h-NPAC@AC@GR 复合材料作为阴极、铂片充当阳极,系统开展焦化废水降解试验。通过单变量实验,分

别探究电极有效面积、电流密度、体系初始 pH、 Fe^{2+} 投加浓度四类关键参数对 COD 去除效果的调控规律。结合各组单因素试验中 COD 浓度动态变化数据与电极稳定性验证结果, 所得研究结论汇总如下:

针对阴极电芬顿体系处理焦化废水 COD 的单变量试验结果表明, 延长反应时长有助于提升有机污染物降解效果; COD 去除效率随电极有效面积增大持续提高。单因素变量优化得出最优工况: 体系 pH = 3、电流密度 25 mA/cm^2 、 Fe^{2+} 浓度 0.7 mM 、电解质浓度 0.05 mol/L 。

循环稳定性测试结果显示, 电极多次复用后 COD 去除效率仅出现轻微衰减, 整体波动幅度较小, 经过多轮循环处理, COD 去除率仍可维持在 84%附近, 证明该复合电极具备优异的催化稳定性。

参考文献

- [1] 刘剑平, 徐焱, 李静, 等. 吸附法处理焦化尾水的试验研究[J]. 工业水处理, 2013, 33(11): 53-55.
- [2] Vazquez, I., Rodrigueziglesias, J., Maranon, E., Castrillon, L. and Alvarez, M. (2007) Removal of Residual Phenols from Coke Wastewater by Adsorption. *Journal of Hazardous Materials*, **147**, 395-400. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.019>
- [3] Oberoi, A.S. and Philip, L. (2017) Performance Evaluation of Attached Biofilm Reactors for the Treatment of Wastewater Contaminated with Aromatic Hydrocarbons and Phenolic Compounds. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **5**, 3852-3864. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.07.053>
- [4] Tamang, M. and Paul, K.K. (2022) Advances in Treatment of Coking Wastewater—A State of Art Review. *Water Science and Technology*, **85**, 449-473. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.497>
- [5] Sarapuu, A., Kibena-Pöldsepp, E., Borghei, M. and Tammeveski, K. (2018) Electrocatalysis of Oxygen Reduction on Heteroatom-Doped Nanocarbons and Transition Metal-Nitrogen-Carbon Catalysts for Alkaline Membrane Fuel Cells. *Journal of Materials Chemistry A*, **6**, 776-804. <https://doi.org/10.1039/c7ta08690c>
- [6] Xu, C., Vasileff, A., Wang, D., Jin, B., Zheng, Y. and Qiao, S. (2019) Synergistic Catalysis between Atomically Dispersed Fe and a Pyrrolic-N-C Framework for CO_2 Electroreduction. *Nanoscale Horizons*, **4**, 1411-1415. <https://doi.org/10.1039/c9nh00361d>
- [7] Feng, M., Lu, W., Zhou, Y., Zhen, R., He, H., Wang, Y., et al. (2020) Synthesis of Polypyrrole/Nitrogen-Doped Porous Carbon Matrix Composite as the Electrode Material for Supercapacitors. *Scientific Reports*, **10**, Article No. 15370. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-72392-x>
- [8] Liu, M., Preis, S., Kornev, I., Hu, Y. and Wei, C. (2018) Pulsed Corona Discharge for Improving Treatability of Coking Wastewater. *Journal of Environmental Sciences*, **64**, 306-316. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.07.003>
- [9] 石申, 刘正伟, 奚吉, 等. 阴极电芬顿法电极材料的选择及处理印染废水的研究[J]. 兵器材料科学与工程, 2014, 37(1): 115-117.
- [10] Yang, W., Zhou, M., Oturan, N., Bechelany, M., Cretin, M. and Oturan, M.A. (2020) Highly Efficient and Stable $\text{Fe}^{\text{II}}/\text{Fe}^{\text{III}}$ LDH Carbon Felt Cathode for Removal of Pharmaceutical Ofloxacin at Neutral pH. *Journal of Hazardous Materials*, **393**, Article No. 122513. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122513>
- [11] Li, D., Sun, T., Wang, L. and Wang, N. (2018) Enhanced Electro-Catalytic Generation of Hydrogen Peroxide and Hydroxyl Radical for Degradation of Phenol Wastewater Using $\text{MnO}_2/\text{Nano-G}/\text{Foam-Ni}/\text{Pd}$ Composite Cathode. *Electrochimica Acta*, **282**, 416-426. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2018.06.075>
- [12] Xia, Y., Shang, H., Zhang, Q., Zhou, Y. and Hu, X. (2019) Electrogenation of Hydrogen Peroxide Using Phosphorus-Doped Carbon Nanotubes Gas Diffusion Electrodes and Its Application in Electro-Fenton. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, **840**, 400-408. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2019.04.009>
- [13] Qiang, Z., Chang, J.H. and Huang, C.P. (2003) Electrochemical Regeneration of Fe^{2+} in Fenton Oxidation Processes. *Water Research*, **37**, 1308-1319. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(02\)00461-x](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(02)00461-x)
- [14] Brillas, E., Sirés, I. and Oturan, M.A. (2009) Electro-Fenton Process and Related Electrochemical Technologies Based on Fenton's Reaction Chemistry. *Chemical Reviews*, **109**, 6570-6631. <https://doi.org/10.1021/cr900136g>
- [15] Wang, Y., Li, H.Q. and Ren, L.M. (2020) Correction to “Organic Matter Removal from Mother Liquor of Gas Field Wastewater by Electro-Fenton Process with the Addition of H_2O_2 : Effect of Initial pH”. *Royal Society Open Science*, **7**, Article ID: 200068. <https://doi.org/10.1098/rsos.200068>