

工业水处理

李国斌, 刘晓娜, 张亮, 等. 活性炭浆料在流动电极电容去离子处理循环水中的脱盐性能分析[J]. 净水技术, 2026, 45(8): 134-146.

Li G B, Liu X N, Zhang L, et al. Performance evaluation of activated carbon slurry for desalination of circulating water via flow-electrode capacitive deionization[J]. Water Purification Technology, 2026, 45(8): 134-146.

活性炭浆料在流动电极电容去离子处理循环水中的脱盐性能分析

李国斌¹, 刘晓娜², 张亮¹, 韩丹丹¹, 李世豪¹, 马双忱^{2,*}

(1. 国网新疆电力有限公司电力科学研究院, 新疆乌鲁木齐 830099; 2. 华北电力大学<保定>环境科学与工程系, 河北保定 071003)

摘要 【目的】随着水资源的日益紧张, 水处理技术的创新和发展成为亟待解决的问题之一。流动电极电容去离子(FCDI)技术作为一种新兴的水处理技术, 具有高效、节能等优势, 尤其在循环水脱盐方面展现了巨大的潜力。为探究 FCDI 技术在循环水领域的脱盐处理效果, 本文采用活性炭浆液作为流动电极的吸附材料, 系统分析了其在 FCDI 技术中应用的脱盐性能。【方法】通过实验室模拟, 考察了不同活性炭浆液浓度、不同电极浆液流速以及电压对脱盐效率的影响。【结果】结果表明, 活性炭浆液作为吸附材料在脱盐过程中表现出了优异的导电性和较强的离子吸附能力, 脱盐效率在参数设置为吸附材料添加量为 5.0 g/L、电压 3.6 V 和电极浆液流速为 30 mL/min 时达到最大, 为 85.07%, 能够显著提高水中离子的去除率。进一步分析表明, 活性炭浆液不仅增强了吸附性能, 还改善了电导率, 优化了电流通过效率, 从而提高了整体脱盐性能。此外, 活性炭的微观结构与表面特性对其吸附性能具有重要影响, 孔隙结构和比表面积合理利用是提高脱盐效率的关键。【结论】本文为活性炭在 FCDI 技术中的应用提供了科学依据, 并为未来在实际应用中的优化和改进指明了方向。

关键词 流动电极; 电容去离子; 电极浆液; 活性炭; 脱盐性能

中图分类号: X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1009-0177(2026)08-0134-13

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.08.014

Performance Evaluation of Activated Carbon Slurry for Desalination of Circulating Water via Flow-Electrode Capacitive Deionization

Li Guobin¹, Liu Xiaona², Zhang Liang¹, Han Dandan¹, Li Shihao¹, Ma Shuangchen^{2,*}

(1. Electric Power Research Institute, State Grid Xinjiang Electric Power Co., Ltd., Urumqi, Xinjiang 830099, China;

2. Department of Environmental Science and Engineering, North China Electric Power University <Baoding>, Baoding 071003, China)

Abstract [Objective] With the increasing tension of water resources, the innovation and development of water treatment technology have become one of the urgent research tasks. As a new water treatment technology, flow-electrode capacitive deionization (FCDI) has the advantages of high efficiency and energy saving, especially in the desalination of circulating water. To investigate the treatment performance of FCDI technology in circulating water, activated carbon slurry was used as the flow-electrode slurry and its desalination performance in FCDI technology was systematically analyzed. [Methods] The effects of different activated carbon slurry concentrations, different flow-electrode slurry flow rates and voltages on desalination efficiency were investigated by laboratory simulation. [Results] The results showed that the activated carbon slurry, as the flow-electrode slurry, exhibited excellent

[收稿日期] 2024-11-13

[作者简介] 李国斌(1990—), 男, 高级工程师, 主要从事冷却水、六氟化硫混合气体和替代气体研究等工作, E-mail: lgbyn1001@163.com。

[通信作者] 马双忱(1968—), 男, 教授, 研究方向为冷却水、水处理、碳捕集, E-mail: msc1225@163.com。

conductivity and strong ion adsorption capacity in the desalination process. The maximum ion removal efficiency was 85.07% when the parameter was set as activated carbon dosage was 5.0 g/L, the voltage was 3.6 V and the flow rate of the flow-electrode slurry was 30 mL/min, which could significantly improve the removal rate of ions in water. Further analysis showed that the activated carbon slurry not only enhanced the adsorption performance, but also improved the electrical conductivity and optimized the current efficiency, thus improving the overall desalination performance. In addition, the microstructure and surface physicochemical properties of activated carbon have an important effect on its adsorption performance, and the rational utilization of pore structure and specific surface area is the key to improving the desalination efficiency. [**Conclusion**] This paper provides a scientific basis for the application of activated carbon in FCDI technology, and points out the direction for future optimization and improvement in practical applications.

Keywords flow-electrode; capacitance deionization; electrode slurry; activated carbon; desalination performance

在过去几十年中,由于经济发展、人口增长和气候变化等多重因素,全球淡水资源日益紧缺,然而人们对洁净水的需求却在持续增长^[1-2]。目前,全球范围内有超过 26 个国家面临着获取足够淡水资源以支持农业灌溉和经济发展的挑战^[3]。为应对这一问题,我国《海水淡化利用发展行动计划(2021—2025 年)》^[4]对海水淡化行业的发展提出了更高要求,旨在 2025 年将全国海水淡化总产能提升至 290 万 t/d,新增产能达到 125 万 t/d。传统的淡化技术,包括热脱盐(如多级闪蒸)、膜脱盐和化学脱盐方法,通常会有成本高、易结垢等问题^[5]。1960 年,电容去离子(CDI)技术被引入作为解决海水淡化问题的一种方法^[6]。CDI 技术,也称为电吸附技术,与传统的淡水处理技术相比,因其节能和环保的特点在学术界引起了广泛关注和讨论^[7-8]。尽管 CDI 技术在水处理领域表现出显著的应用潜力,但其广泛应用仍面临技术限制的挑战。一方面,活性材料的脱盐性能受限于其固有的吸附容量,且传统 CDI 系统需要倒极使电极再生,这些因素共同限制了系统的连续操作能力并影响了吸附效率,也限制了传统 CDI 技术的进一步发展,阻碍了其在工业化应用和产业化发展方面的推广^[2]。

流动电极电容去离子(FCDI)技术的出现有效地克服了传统固定电极 CDI 的局限性,为了解决共离子效应问题,FCDI 技术在 CDI 的基础上引入流动电极替代固态电极,并引入离子交换膜避免同离子效应,该技术不仅增强了 CDI 的处理容量,而且提高了运行的连续性和能效,为循环水脱盐技术的未来发展和广泛应用开辟了新路径。在 FCDI 工作时,流动电极浆液是影响工作效率的重要因素之一,然而,马双忱教授团队在研究中发现,单纯使用盐溶液或者去离子水作为流动电极浆液,其脱盐效率较

低,难以满足实际应用的需求。

为了提高脱盐效率,进一步探讨和研究不同材料作为电极浆液的影响显得尤为重要。本工作使用活性炭浆液作为流动电极浆液,利用活性炭较高的比表面积和良好的导电性增强流动电极电吸附的脱盐效果,强化脱盐性能^[9]。本文通过对比不同试验参数下的流动电极电吸附的脱盐效率以及通过表征方法解释活性炭对 FCDI 性能的促进机理,对 FCDI 的发展提供帮助。

1 材料与方法

1.1 试验材料

(1) 试验材料包括:活性炭、分析纯氯化钠(NaCl)、分析纯碳酸氢钠(NaHCO₃)、分析纯氯化钙(CaCl₂)、分析纯氯化镁(MgCl₂)、分析纯硫酸钠(Na₂SO₄);

(2) 试验器材包括:电化学工作站、电导率仪、蠕动泵、电子分析天平、磁力搅拌器;

(3) 模拟循环冷却水的配置如表 1 所示。

表 1 模拟循环冷却水配方

Tab. 1 Simulated Circulating Cooling Water Formulation

试验材料	质量/g	离子质量浓度/(g · L ⁻¹)
NaCl	2.200	1.38(Na ⁺) 1.54(Cl ⁻)
NaHCO ₃	0.336	0.085(HCO ₃ ⁻)
CaCl ₂	0.700	0.25(Ca ²⁺)
MgCl ₂	0.336	1.77(Mg ²⁺)
Na ₂ SO ₄	2.200	0.24(SO ₄ ²⁻)

1.2 试验仪器

流动电极去离子装置主要由蠕动泵、电导率仪、直流电源(由电化学工作站提供)和流动电极电容去离子模块组成。装置的组成如图 1 所示。配置好的流动电极溶液通过蠕动泵从下方的压板流入口流入石墨集电板,并在石墨集电板中流动,然后从压板

上方的出口流出,从而实现流动电极在电极液腔室和外部储存器间的不断循环。盐水通过蠕动泵从压

板底部入口进入流动电容去离子装置的空腔中,经过脱盐过程从压板上方排出。

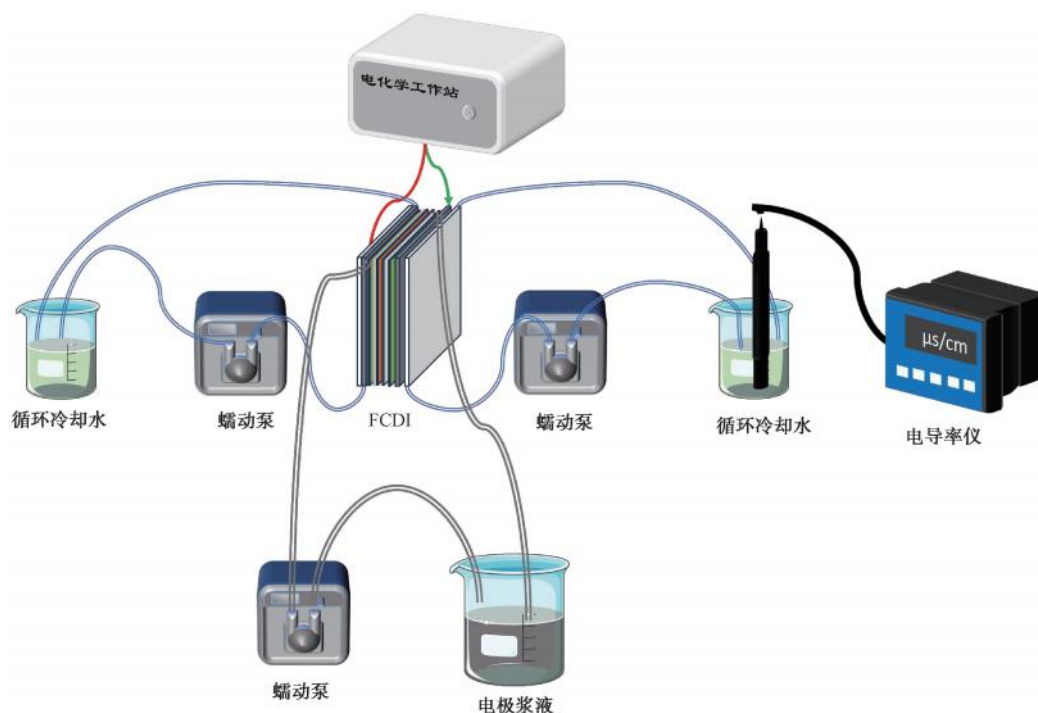


图1 FCDI装置

Fig. 1 FCDI Device

1.3 流动电极制备及试验方法

首先,称取 2 g NaCl 并定容至 1 000 mL 去离子水中,充分摇晃至完全溶解,形成 2 g/L NaCl 溶液,作为流动电极的电解质溶液。然后,分别称取 1、2、3 g 的活性炭分散至 400 mL 电解质溶液中,分别形成活性炭含量 2.5、5.0、7.5 g/L 的吸附材料悬浮液。为确保活性炭表面充分润湿,在试验前将流动电极液在磁力搅拌器上持续混合至少 6 h。

1.4 评价指标与表征分析

1.4.1 评价指标

平均盐去除率(ASRR)是评价 FCDI 系统性能的关键指标,定义为在单位离子交换膜面积和单位时间内去除的盐分质量[单位为 $\text{mg}/(\text{min} \cdot \text{cm}^2)$]。ASRR 的测定值不仅受到施加电流密度的影响,而且与系统的电流效率密切相关,为定量评估特定 FCDI 单元的脱盐效率提供了一种有效手段。在对比不同 FCDI 系统的 ASRR 时,确保所有相关试验条件(如操作模式、水力停留时间、电力施加方式等)得到标准化处理是至关重要的。ASRR 的计算如式(1)。

$$r_{\text{SR}} = \frac{\int_0^t v_d (c_{\text{in}} - c_{\text{out}}) dt}{A_{\text{eff}} t} \quad (1)$$

其中, r_{SR} ——ASRR, $\text{mg}/(\text{min} \cdot \text{cm}^2)$;

v_d ——体积流量, mL/min ;

t ——时间, min ;

c_{in} ——进口浓度, mmol/L ;

c_{out} ——出口浓度, mmol/L ;

A_{eff} ——有效面积, cm^2 。

在评估 FCDI 系统性能时,平均浓度降低量(Δc)和盐去除率(SR)作为 2 个核心指标,分别反映了系统的脱盐效率和处理能力。 Δc 是指处理后水体中总盐去除量与处理水的总体积之比,通常以摩尔每升(mol/L)或毫摩尔每升(mmol/L)为单位。SR 则表示平均浓度降低量占原水初始盐浓度的百分比,以百分数形式表达。这 2 个指标为评价 FCDI 系统在不同条件下的性能提供了量化方法,计算方法如式(2)~式(3)。

$$\Delta c = \frac{\int_0^t v_d (c_{\text{in}} - c_{\text{out}}) dt}{A_{\text{eff}} t} \times 100\% \quad (2)$$

$$R = \frac{\Delta c}{c_{in}} \times 100\% \quad (3)$$

其中: Δc ——浓度变化的绝对值, mmol/L;

R ——去除率。

1.4.2 表征方法

活性炭的孔径分布通过全自动比表面与孔径分析仪(ASAP 2460, Micromeritics)测定,比表面积采用 Brunauer-Emmett-Teller(BET)法计算;样品的显微结构图像由日立的 SU8600 型扫描电子显微镜(SEM)获取;材料的化学组分及化学键特征通过赛默飞公司的 Nexsa 能谱仪进行 X 射线光电子能谱(XPS)测试分析;拉曼光谱分析采用雷尼绍仪器进行。

2 探究单一因素对脱盐效果的影响

本文研究了添加吸附材料的电极浆液在不同单一因素(电压、电极浆液流速和吸附剂材料添加量)条件下对脱盐效率的影响。侧重于讨论电极浆液中添加吸附材料后,单一因素(如电压)对脱盐效果的影响,从而得出添加吸附材料的脱盐规律,并确定添加吸附材料是否会改变脱盐规律,同时深入探讨其作用机理。

2.1 流速对添加吸附材料的电极浆液的脱盐效果的影响

在试验中,固定了电压,通过改变吸附材料的添加量(2.5、5.0、7.5 g/L)和不同的流速(20、30、40 mL/min)来研究这些因素对脱盐效果的影响。具体的试验结果如图 2 所示。这种方法能够直观地观察在不同条件下吸附材料性能的变化以及流速对电极脱盐效率的影响。

由图 2 可知,在不同吸附材料添加量(2.5、5.0、7.5 g/L)和流速(20、30、40 mL/min)的条件下,大多数情况下,30 mL/min 的流速显示出最优的脱盐效率。这种现象可能是由于在中等流速下,盐溶液和电极浆液之间的流速差引起了更强烈的湍流,增大了浓度差,从而增强了脱盐效果^[10]。相比之下,理论上更高的流速(如 40 mL/min)的优势在于其提供了极高的流动动力,能够迅速刷新电极表面,减少离子在电极表面的聚集,从而维持较高的脱盐效率^[11]。然而,这种效果往往是短暂的,因为过快的流动可能对盐溶液的离子扩散产生强烈扰动,减薄双电层厚度,导致脱盐效率的下降。如图 2(e)所

示,在脱盐后期,电导率出现了回升,随后才开始下降。在图 2(a)~图 2(c)中,吸附材料添加量为 2.5 g/L 时的试验结果表明,虽然流速的增加在开始时提升了脱盐效率,但在 40 mL/min 的流速下,效率降低较慢。这说明高流速确实通过加强离子传输和更新减少了电极表面的离子聚集,有效降低了浓度极化。然而,30 mL/min 的流速为脱盐过程提供了最佳的动态平衡,既保持了高初始脱盐效率,又避免了过高流速带来的负面影响。在图 2(d)~图 2(f)和图 2(g)~图 2(i)中,对于 5.0 g/L 和 7.5 g/L 吸附材料添加量的试验结果,观察到类似的趋势。特别是对于 5.0 g/L 的添加量,虽然 40 mL/min 的流速在初期效率较高,但中等流速(30 mL/min)更能长期维持较好的脱盐效果。对于 7.5 g/L 的添加量,虽然高流速帮助克服了材料聚集带来的性能下降,但 30 mL/min 的流速提供了更持久且稳定的脱盐效率。这之前未添加吸附材料的结果有所不同。

2.2 电压对添加吸附材料的电极浆液的脱盐效果的影响

电压对添加吸附材料的电极浆液的脱盐效果的影响如图 3 所示。根据图 3(a)~图 3(i)的结果可以观察到,随着电压的升高,脱盐效率显著提升,这一趋势在所有试验条件下均表现一致,表明电压是影响 FCDI 技术脱盐效率的关键因素。具体而言,无论是否添加吸附材料,较高的电压均能提供更强的电场力,促进离子在电极间的迁移和分离,从而增强脱盐效果^[12]。这一现象与前文探究电压对不含吸附材料的电极浆液脱盐效果的结果一致,进一步验证了电压在提升脱盐效率方面的重要性。为了深入理解电压的影响,本研究还考察了在不同活性炭添加量(2.5、5.0、7.5 g/L)及不同浆液流速(20、30、40 mL/min)下,3.0 V、3.6 V 以及 4.2 V 电压对脱盐效率的影响,并据此绘制了相关图表。图 3(a)~图 3(i)的结果显示,随着电压的提高,电导率显著提升,表明电压和脱除效率成正比例关系。这主要是因为较高电压加快了离子的迁移速度,并影响了电极表面双电层的厚度,从而有效提升了 FCDI 系统的脱盐性能^[13]。当活性炭添加量为 2.5 g/L 且电极浆液的流速保持不变时,由图 3(a)~图 3(c)可知,随着电压的增大,去除效率的增幅也越来越大,即电压从 3 V 增大到 3.6 V 时的增幅小于电压从 3.6 V 增大到 4.2 V 时的增幅。由图 3(d)~(f)可

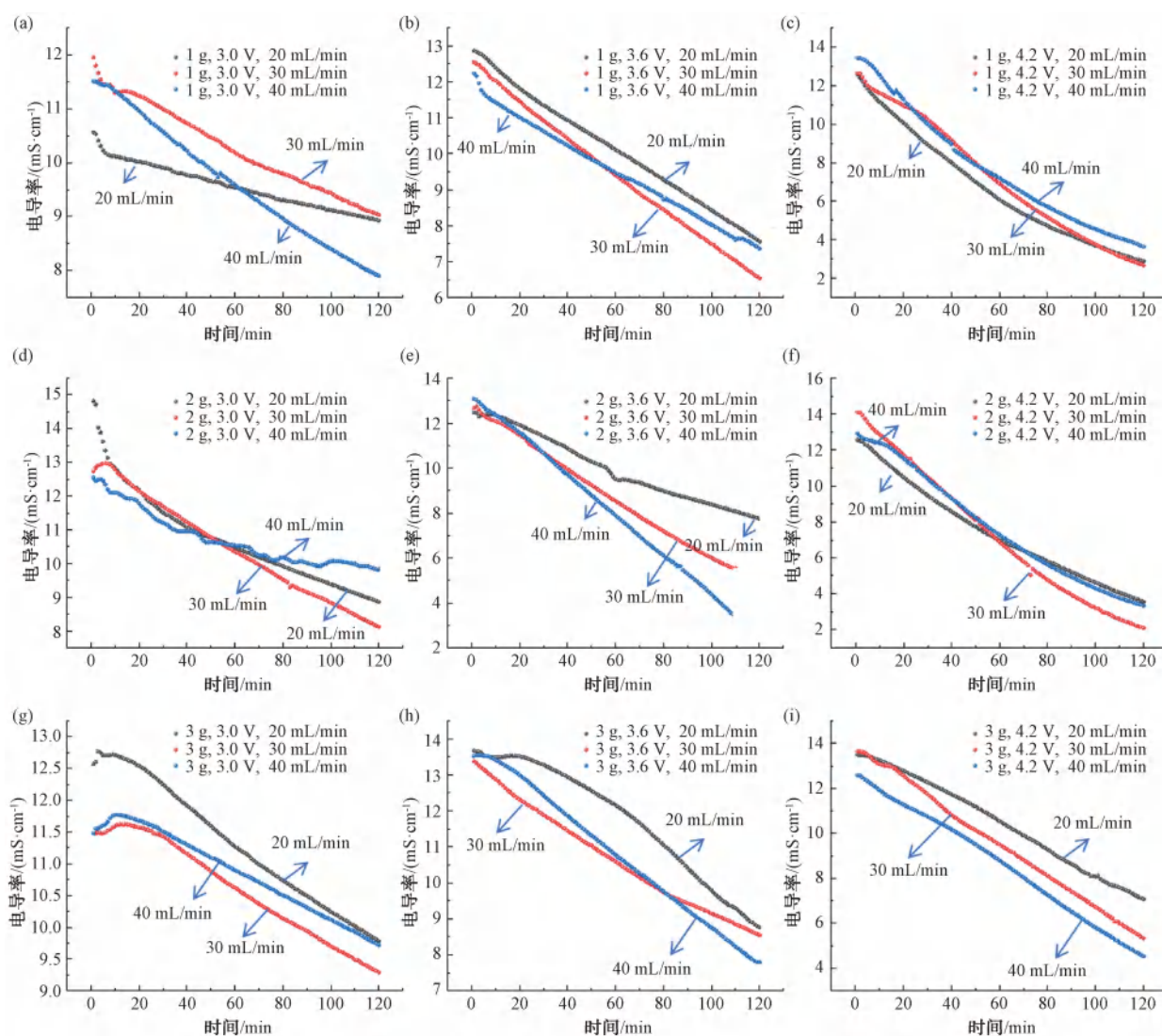


图2 固定电压和吸附材料添加量对不同流速下电导率的影响

Fig. 2 Effect of Fixed Voltage and Adsorbent Addition on Conductivity under Different Flow Rates

以看出,随着电压的增大,去除率的增幅并非越大,相反在流速为 30 mL/min 和 40 mL/min 时,随着电压的增大,增幅变小。

2.3 吸附材料添加量对电极浆液的脱盐效果的影响

在研究电极浆液的脱盐效果时,吸附材料的添加量是一个关键因素^[14]。活性炭、石墨烯或其他具有高吸附性能的材料被添加到电极浆液中,可以增强其处理能力。通过调整吸附材料的添加比例,可以有效控制电极浆液的吸附容量和电化学性能,从而直接影响其脱盐效果。精确控制吸附材料的添加量对于优化电极浆液的性能和提高脱盐效率至关重要。为此,在相同的流速和电压下,通过改变吸附材

料的添加量,进行了多组不同电压和不同流速的试验,试验结果如图 4 所示。

由图 4 可知,吸附材料的添加量对脱盐效率有显著影响。在不同电压(3.0、3.6、4.2 V)和不同流速(20、30、40 mL/min)条件下,吸附材料的添加量(2.5、5.0、7.5 g/L)对脱盐容量表现出一定的规律性。当电压为 3.0 V 时,无论流速为 20、30 mL/min 还是 40 mL/min,吸附材料添加量为 5.0 g/L 时的脱盐容量普遍较高。这表明在较低电压下,5.0 g/L 的吸附材料添加量提供了最佳的离子交换能力,可能是因为这一添加量能够充分利用电极的吸附位点和表面积,同时避免了因过多添加吸附材料导致的电极厚度增加。增加活性炭的含量可以增加电极提

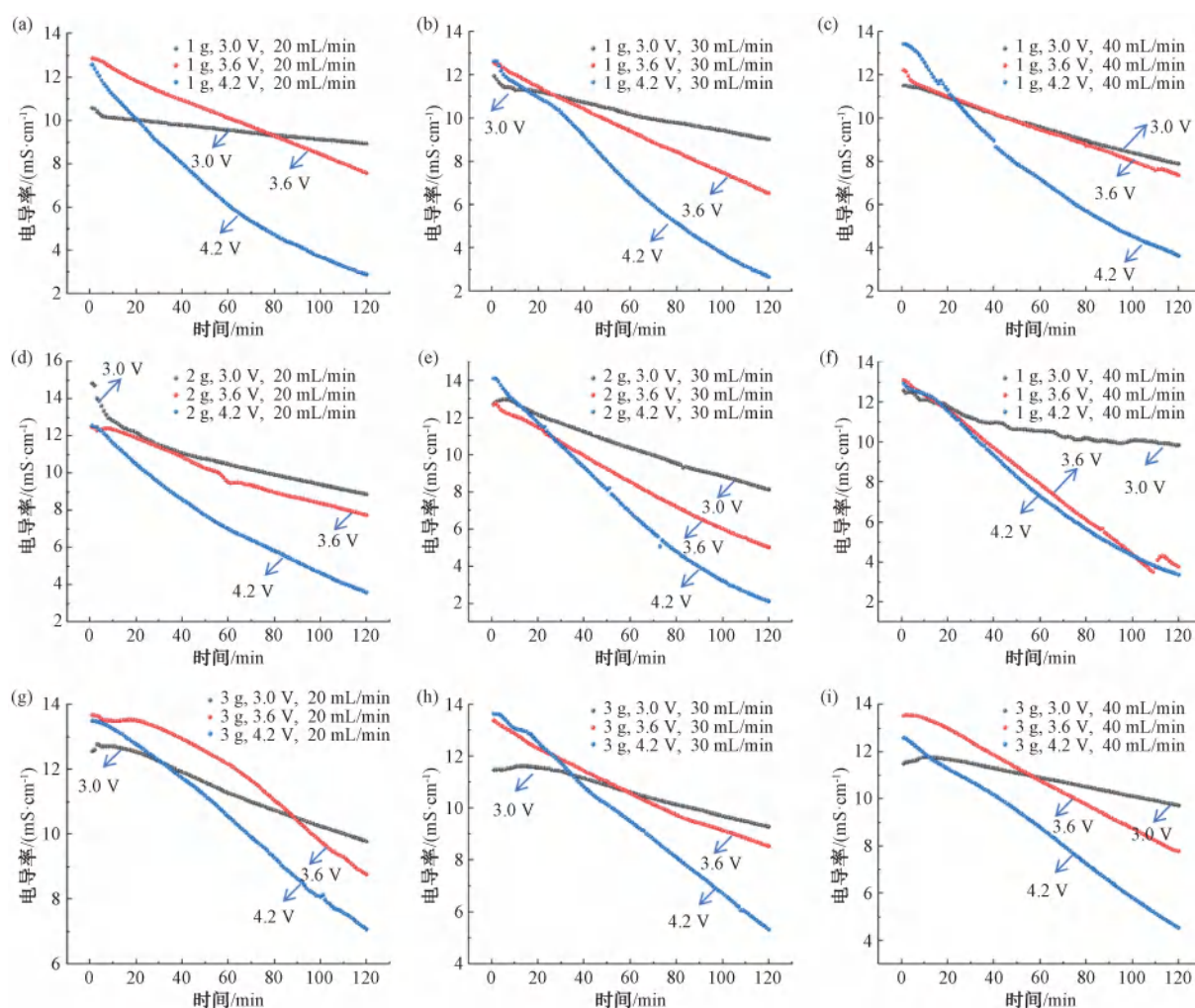


图3 固定流速和吸附材料添加对不同电压下电导率的影响

Fig.3 Effect of Fixed Flow Rate and Adsorbent Addition on Conductivity under Different Voltages

供的离子吸附位点,增强活性炭颗粒间的碰撞,促进电子传输网络的形成,从而加快电吸附过程^[15-16]。当电压升至 3.6 V 时,5.0 g/L 的吸附材料添加量仍然表现出最高的脱盐效率,尤其在流速为 30 mL/min 时,脱盐效果最为显著,表明在中等电压条件下,5.0 g/L 的吸附材料添加量能够提供最佳平衡,使电极的吸附能力和电化学活性得到充分发挥。同时,在流速为 30 mL/min 时,离子在电极表面的停留时间适中,有利于离子交换反应的进行。在电压为 4.2 V 条件下,尽管在流速为 20 mL/min 和 30 mL/min 时,7.5 g/L 的吸附材料添加量表现出略微优势,但整体来看,5.0 g/L 吸附材料添加量的脱盐效果依然优于 2.5 g/L 且接近 7.5 g/L 的表现。在高流速(40 mL/min)时,吸附材料添加量为 5.0 g/L 和 7.5 g/L 的脱盐效率相

差不多,这表明在高电压下,虽然增加吸附材料可以提供更多的吸附位点,但过多的吸附材料可能导致电极厚度增加,增加电极浆液的黏度,从而影响离子的传输效率^[17]。因此,5.0 g/L 的吸附材料添加量在高电压和高流速条件下能够提供较好的平衡,使脱盐效率维持在较高水平。

因此,总体而言,5.0 g/L 的添加量在大多数情况下能提供最佳的脱盐性能,而过多的吸附材料并未显著提升脱盐效率,反而在高流速下可能导致效率降低。这表明在电化学脱盐技术中,精确控制吸附材料的添加量至关重要,尤其是应当在不同操作条件下选择适当的电压和流速组合,以达到最佳的脱盐效果。未来的研究可以进一步探讨不同类型吸附材料的组合使用效果及其在不同操作条件下的表现,以期在电化学脱盐领域取

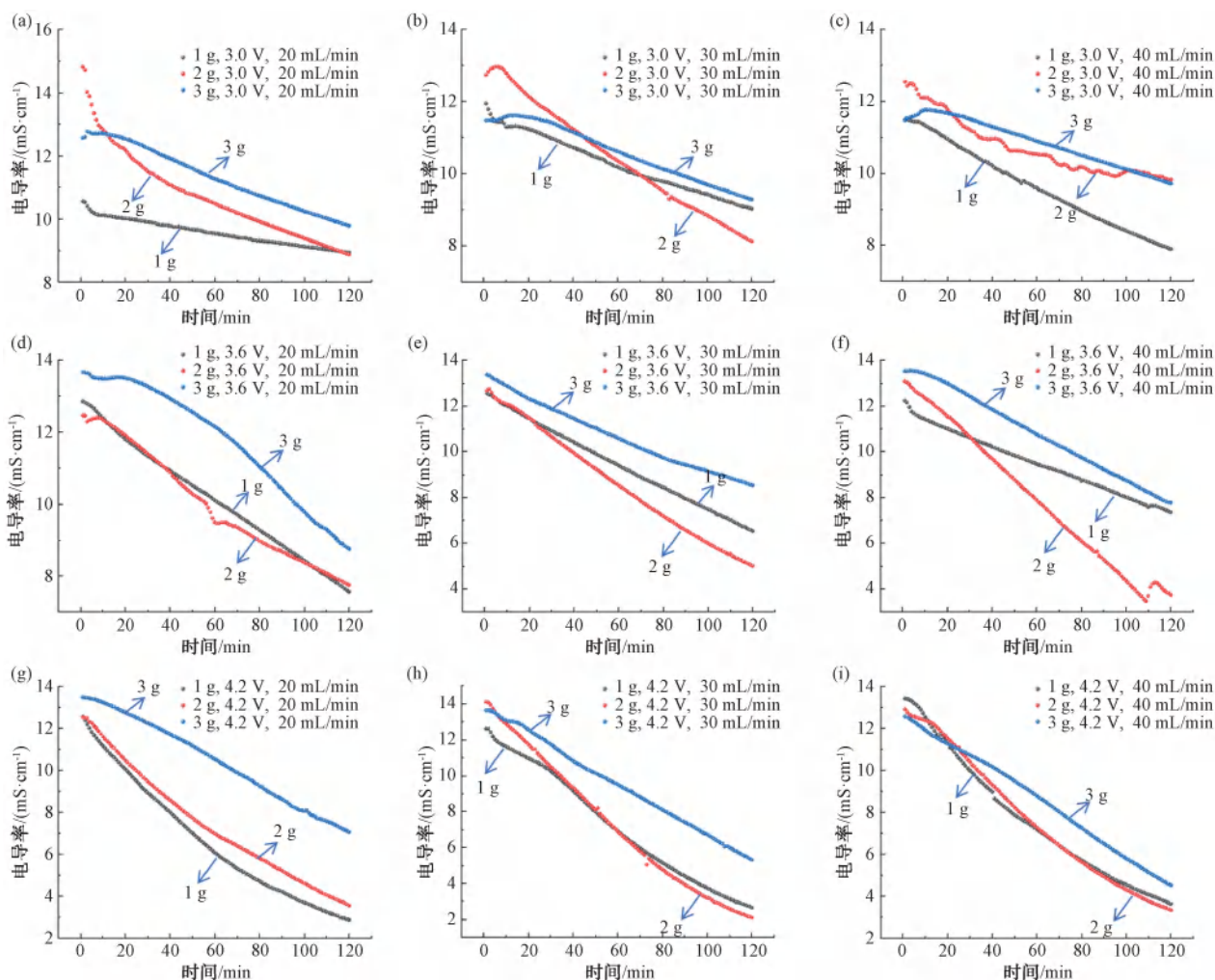


图 4 固定流速和电压对不同的吸附材料添加量对电导率的影响

Fig. 4 Effect of Fixed Flow Rate and Voltage on Conductivity with Different Dosage of Adsorbent Additions

得更显著的进展。此外,还需要考虑到吸附材料的稳定性和耐久性,以及系统的能耗优化,以实现高效、低能耗的脱盐过程。

3 探究多因素结合对脱盐效果的影响

3.1 流速与电压协同作用对脱盐效率的影响

通过对现有文献的综合分析发现,目前的研究大多集中于独立考察电压、流速或活性物质对脱盐效果的影响,较少有研究从整合多个变量的角度进行探讨。本研究通过固定活性炭的添加量,进一步探索电压与流速的组合效应对脱盐性能的影响。研究这些相互作用可以帮助我们更好地理解各种参数如何共同影响脱盐系统的整体性能,分析结果表明,相同的吸附剂添加量具有类似的效果,因此,本研究选取 2.5 g/L 的活性炭添加量进行分析,具体脱盐效率如表 2 所示。

表 2 不同电压及流速下的脱盐效率

Tab. 2 Desalination Efficiency at Different Voltages and Flow Rates

电压/V	脱盐效率		
	流速为 20 mL/min	流速为 30 mL/min	流速为 40 mL/min
3.0	15.14%	24.20%	31.31%
3.6	41.21%	47.89%	39.82%
4.2	77.01%	78.56%	72.92%

由表 2 可知,电压的增大对脱盐效率的影响大于流速对脱盐效率的影响。当流速为 20 mL/min 时,电压从 3.0 V 增大到 4.2 V,脱盐效率从 15.14% 增加到 77.01%。而在较低电压下,流速的增加使溶液的脱盐效率呈现增大的趋势,但随着电压的升高,溶液的脱盐效率先增加后减小。这可能

是因为过高的流速导致电解质与电极的接触时间过短,减少了有效的离子交换。试验结果与上文的分析结论一致,进一步验证了上文分析的准确性。

当电压从 3.0 V 提高到 4.2 V 时,脱盐效率提高了一倍以上。电压为 3.6 V 时,流速从 20 mL/min 提高到 30 mL/min,脱盐效率从 41.21% 上升到 47.89%,尽管有所提升,但增幅远小于电压带来的影响。这表明,相较于流速,电压的变化对脱盐效率的提升更加显著,是更为关键的调控因素。

高电压能够加快离子的迁移速度,主要是通过增加电场强度,使得离子在电极之间的移动速度加快,从而提升电极表面的离子浓度并提高电化学反应速率^[18]。同时,电极在高电压下的活跃反应性能也有助于更有效地吸附和脱附离子,提高整体的脱盐效率。适当的流速则确保了离子在电极表面有足够的停留时间以进行充分的电化学反应。流速过快会导致离子在电极表面的停留时间不足,无法充分参与电化学反应,从而降低脱盐效率;而流速过慢则可能导致电极表面的离子浓度过高,产生浓差极化效应,影响脱盐效果^[10]。理论上,电压的提升主要影响离子的迁移速度和电极反应活性,而流速的调整则优化离子在电极表面的停留时间^[19]。在高电压条件下,需要适配适当的流速以平衡离子的迁移和停留时间,最大化电化学反应效率。因此,实现最高脱盐效率的关键在于找到电压和流速的最优配置。在活性炭添加量为 2.5 g/L,电压为 4.2 V,且流速为 30 mL/min 时,达到了最佳脱盐效率 78.56%,电导率从 12.63 mS/cm 下降至 2.67 mS/cm。这进一步验证了在此电压和流速组合下,脱盐系统的高效能。

3.2 吸附材料添加量与流速协同作用对脱盐效率的影响

从探究单一因素对脱盐效果的影响的试验结果可以看出,无论流速和吸附材料添加量如何变化,随着电压的升高,脱盐效率均显著提升。为了深入探究吸附材料添加量和流速对脱盐效率的协同作用,本节在固定电压为 4.2 V 的条件下,考察了不同吸附材料添加量和流速组合对脱盐性能的影响。试验数据如表 3 所示。

在恒定电压条件下,本节系统研究了吸附材料添加量与电极浆液流速对 FCDI 系统脱盐效率的协同作用。吸附材料添加量对电极浆液的脱盐效果的

表 3 不同活性炭添加量及流速下的脱盐效率
Tab. 3 Desalination Efficiency at Different Activated Carbon Dosage and Flow Rates

活性炭 添加量/g	脱盐效率		
	流速为 20 mL/min	流速为 30 mL/min	流速为 40 mL/min
2.5	39.82%	77.01%	78.86%
5.0	71.58%	85.05%	74.07%
7.5	35.92%	60.92%	63.99%

影响的试验结果显示,不同添加量的吸附材料和流速组合对脱盐效率具有显著影响。具体而言,对于 2.5 g/L 的活性炭添加量,随着流速从 20 mL/min 增加到 40 mL/min,脱盐效率从 39.82% 显著提升至 78.86%;对于 5.0 g/L 的活性炭添加量,流速从 20 mL/min 增加到 30 mL/min 时脱盐效率从 71.58% 提升至 85.05%,但流速从 30 mL/min 增加到 40 mL/min 时,脱盐效率下降至 74.07%;而当活性炭添加量增至 7.5 g/L,流速从 20 mL/min 增加到 40 mL/min 时,脱盐效率从 35.92% 提升至 63.99%。这些数据表明,吸附材料添加量和流速之间存在显著的相互作用,不同组合对脱盐效率的提升效果各异。

这种协同作用主要体现在以下几个方面:对于吸附材料添加量较小(2.5 g/L)、较高流速(40 mL/min)条件下,脱盐效率显著提高,表明较小添加量的吸附材料在高传质速率下能够更充分地发挥其吸附潜力,减少吸附表面的饱和现象。对于吸附材料添加量中等(5.0 g/L)、30 mL/min 流速条件下,脱盐效率最高,这说明在适中的流速条件下,吸附材料的活性位点得到了充分利用,离子的吸附与传质过程达到了最佳平衡。然而,当流速增加到 40 mL/min 时,脱盐效率略有下降,可能是由于过高的流速引起湍流效应,导致吸附材料表面的滞留时间不足,离子未能被充分吸附。对于吸附材料添加量较大的情况(7.5 g/L),流速的增加也能提升脱盐效率,但提升幅度不如前两者明显,可能是由于吸附材料添加量过大,增加了溶液通过吸附层的阻力,导致离子传质效率下降。此外,过大的吸附材料添加量可能导致内部活性位点的利用率下降,因为流速的增加不足以克服内部扩散阻力^[20-22]。

从探究单一因素对脱盐效果的影响的试验结果可以看出,吸附材料添加量对脱盐效率的影响远大于流速的影响。当活性炭添加量从 2.5 g/L 增加到

5.0 g/L 时,脱盐效率在不同流速下均显著提高。例如,在 30 mL/min 流速条件下,脱盐效率从 2.5 g/L 的 77.01% 提升至 5.0 g/L 的 85.05%。相比之下,流速的变化对脱盐效率的影响相对较小。在吸附材料添加量相同的情况下,例如添加量为 5.0 g/L,当流速从 20 mL/min 提高到 30 mL/min 时,脱盐效率从 71.58% 上升到 85.05%;然而,当流速进一步增加到 40 mL/min 时,脱盐效率反而下降至 74.07%。这一结果表明,吸附材料添加量的变化对脱盐效率的提升更加显著,相较于流速,吸附材料的添加量是更为关键的调控因素。这一发现强调了在优化电吸附脱盐工艺时,应优先考虑吸附材料的添加量,以实现更高的脱盐效率。

吸附材料添加量和流速之间存在显著的协同作用,合理的组合可以显著提高脱盐效率。较小添加量的吸附材料在高流速条件下表现最佳,中等添加量的吸附材料在中等流速条件下效果最好,而较大添加量的吸附材料在高流速下的提升效果有限。

3.3 吸附材料添加量与电压的协同作用对脱盐效率的影响

从上文的分析可以看出,随着流速的增加,脱盐效率的增加是因为盐溶液流速与电极浆液流速差距越大,在电极浆液腔室和盐溶液腔室中越容易产生湍流,从而增大了浓度差,有助于增强脱盐效果。然而,当盐溶液流速过快时,会对盐溶液的扩散产生强扰动,导致双电层厚度降低,造成脱盐效率大幅下降。为了研究吸附材料添加量与电压对脱盐效率的协同作用,本节选定了 30 mL/min 的流速进行试验,以确保流速处于最佳范围。相关结果如表 4 所示。

表 4 不同活性炭添加量及电压下的脱盐效率
Tab. 4 Desalination Efficiency at Different Activated Carbon Dosage and Voltages

活性炭添加量/g	脱盐效率		
	3.0 V	3.6 V	4.2 V
2.5	24.44%	47.89%	78.86%
5.0	36.19%	60.49%	85.07%
7.5	19.08%	36.17%	60.92%

在恒定流速条件下,本节主要研究了吸附材料添加量与电压对 FCDI 系统脱盐效率的协同作用。试验结果显示,不同添加量的吸附材料与电压的组合对脱盐效率具有显著影响。具体而言,对于 2.5 g/L 的吸附材料添加量,在 3.0 V 电压下的脱盐效

率为 24.44%,在 3.6 V 电压下提升至 47.89%,进一步在 4.2 V 电压下达到 78.86%;对于 5.0 g/L 的吸附材料添加量,3.0 V 电压下的脱盐效率为 36.19%,在 3.6 V 电压下提升至 60.49%,在 4.2 V 电压下达到 85.07%;对于 7.5 g/L 的吸附材料添加量,3.0 V 电压下的脱盐效率为 19.08%,在 3.6 V 电压下提升至 36.17%,在 4.2 V 电压下达到 60.92%。这些数据表明,吸附材料质量和电压之间存在显著的协同作用,不同组合对脱盐效率的提升效果各异。

这种协同作用主要体现在以下几个方面:对于较小添加量的吸附材料,在较高电压条件下,脱盐效率显著提高,这表明较小添加量的吸附材料在高电场强度下能够更充分地发挥其吸附潜力,减少吸附表面的饱和现象。对于中等添加量的吸附材料,在 3.6 V 电压下脱盐效率最高,这说明在适中的电压条件下,吸附材料的活性位点得到了充分利用,离子的吸附与传质过程达到了最佳平衡。然而,当电压增加到 4.2 V 时,脱盐效率进一步增加,这可能是由于较高电压增强了离子的迁移速率^[23]。对于较大添加量的吸附材料,电压的增加也能提升脱盐效率,但提升幅度不如前两者明显,可能是由于添加的吸附材料质量过大,增加了溶液通过吸附层的阻力,导致离子传质效率下降。此外,过大的吸附材料质量可能导致内部活性位点的利用率下降,因为电压的增加不足以克服内部扩散阻力。

由表 4 可知,吸附材料添加量对脱盐效率的影响远大于电压的影响。当吸附材料添加量从 2.5 g/L 增加到 5.0 g/L 时,脱盐效率在不同电压下均显著提高。例如,在 3.6 V 电压下,脱盐效率从 47.89% 提升至 60.49%。相比之下,电压的变化对脱盐效率的影响相对较小。在相同添加量的吸附材料下,例如添加量为 5.0 g/L,当电压从 3.0 V 提高到 3.6 V 时,脱盐效率从 36.19% 上升到 60.49%;当电压进一步增加到 4.2 V 时,脱盐效率继续上升至 85.07%。这一结果表明,吸附材料添加量的变化对脱盐效率的提升更加显著。相较于电压,吸附材料质量是更为关键的调控因素。这一发现强调了在优化电吸附脱盐工艺时,应优先考虑吸附材料的添加量,以实现更高的脱盐效率。

吸附材料质量和电压之间存在显著的协同作用,合理的组合可以显著提高脱盐效率。较小添加

量的吸附材料在高电压条件下表现最佳,中等添加量的吸附材料在适中电压条件下效果最佳,而较大添加量的吸附材料在高电压下的提升效果有限。

4 活性炭浆液 FCDI 技术对实际循环水的脱盐效果

从上文的试验结果可以看出,吸附材料添加量为 5.0 g/L、电压为 3.6 V、电极浆液流速为 30 mL/min 时,模拟循环水的脱盐效果最好,除盐率达到 85.07%。为了探究更为复杂的实际循环水水质条件下该系统的除盐效果,本文采用某燃煤电厂循环冷却水为原水在该试验条件下进行脱盐处理,试验结果如图 5 所示。

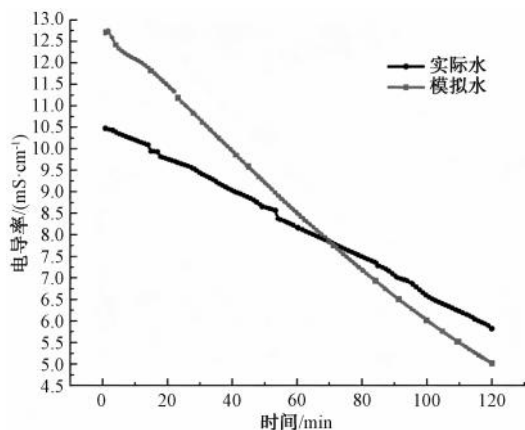


图 5 最佳试验条件下活性炭对模拟水与实际循环水的脱盐效果对比

Fig. 5 Comparison of Desalting Effect of Activated Carbon on Simulated Water and Actual Circulating Water under Optimal Testing Conditions

图 5 展示了相同条件下活性炭作为吸附材料对实际循环水和模拟循环水脱盐处理的除盐效果。可以发现,在此试验条件下该系统对于电厂实际循环水的除盐效率仅为 60.48%,在处理实际循环水时,水中含有更多的固体杂质、悬浮物、有机物与微生物,可能在电场作用下附着在离子交换膜的表面,造成膜的污染与污堵,影响离子传输能力,致使电流利用效率低下,对盐水的除盐效率不高。因此在处理电厂实际循环水时可以对原水进行简单预处理,过滤固体杂质,提高系统除盐效率。

5 比表面积及孔径分析

基于双电层离子储存机理,吸附材料的比表面积越大,其比电容或吸附量越高。然而,在实际应用中,比表面积的利用率往往不足 10%^[24]。因此,除了比表面积之外,吸附材料的孔径结构和孔径分布也对其吸附性能有重要影响。多孔碳材料的孔隙结构、孔容和比表面积等通常通过吸附-脱附等温线来表征,对活性炭进行的 BET 试验结果如图 6 所示。

图 6 展示了活性炭的 BET 氮气吸附-脱附等温线及其孔径分布曲线。通过分析吸附-脱附等温线可以看出,活性炭在相对压力增加时,吸附量逐渐增多,并且在相对压力接近 1 时出现显著的吸附量增加,说明活性炭具有良好的吸附性能。等温线的滞后现象表明活性炭中存在一定的孔隙结构,主要为介孔和大孔结构。插图中的孔径分布曲线显示,活性炭的孔体积主要集中在 20~50 nm,该分布曲线在较小孔径处出现峰值,进一步验证了活性炭中丰

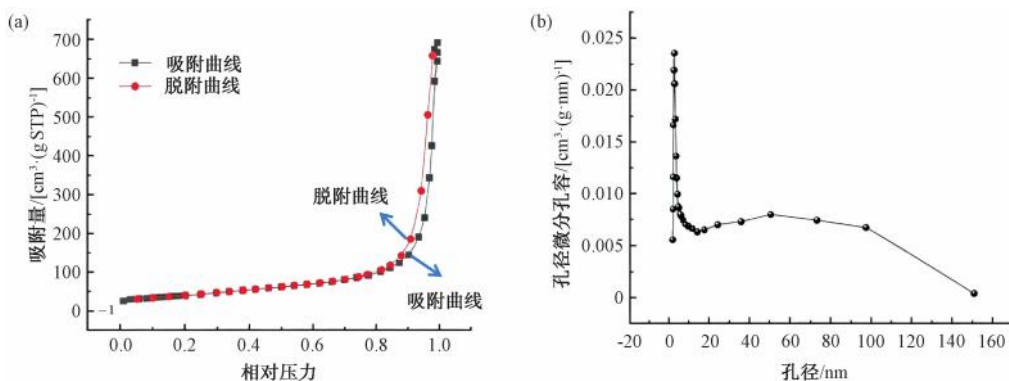


图 6 活性炭在不同相对压力下的氮气吸附-脱附等温线及孔径分布

Fig. 6 Nitrogen Adsorption-Desorption Isotherms and Pore Size Distribution of Activated Carbon at Different Relative Pressures

富的微孔和介孔结构。微孔和介孔的存在对活性炭的吸附能力有显著的影响:微孔提供了大量的比表面积,有助于提高吸附容量,而介孔则有助于提高吸附速率和对较大分子的吸附能力。综上所述,图 6 清晰地展示了活性炭的孔隙结构和吸附性能,表明其具有较高的比表面积和丰富的孔隙,这对其在吸

附脱盐中的应用具有重要意义。

6 活性炭的表征

6.1 活性炭的 SEM 表征

对活性炭进行表征,观察其表面结构的差异,并探究其优良吸附性能的原因。表征结果如图 7 所示。

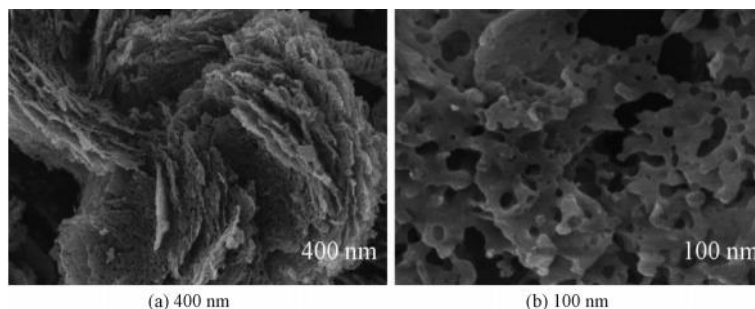


图 7 活性炭的 SEM

Fig. 7 SEM of Activated Carbon

根据 SEM 表征图可以清晰地看出活性炭的微观结构。从图 7(a)中可以观察到大量的层状和片状宏观结构,这种结构特征有助于提供大量的表面积,从而提升吸附能力。活性炭的层状结构通常是由碳原子排列形成的,这些层间的间隙可以吸附和储存大量的污染物,使其成为一种高效的吸附材料。图 7(b)显示了活性炭内部具有许多细小的孔洞和复杂的孔隙网络,这些微孔结构极大地增加了活性炭的比表面积,使其能够高效地吸附和去除水中的离子和其他污染物。活性炭的多孔性不仅提高了吸附容量,还使得水流可以通过这些孔道,从而增强了 FCDI 系统的净化效率。

6.2 活性炭 XPS 表征

探究活性炭的化学元素和官能团组成,XPS 结果如图 8 所示。

图 8 展示了活性炭样品的 XPS 分析结果,揭示了其表面化学组分及化学键特征。图中主要峰值出现在约 284.8 eV,表明样品中主要存在碳-碳键(C—C),显示其高碳含量。此外,约 286.0 eV 和 289.0 eV 处的较小峰值分别对应碳-氧单键(C—O)和碳氧双键(O—C=O),表明样品表面含有一定量的羧基。这些碳-碳键(C—C)表明样品具有高碳含量和良好的导电性,而表面含有的氧官能团(如 C—O 和 O—CO)在吸附过程中提供了额外的活性位点。这些官能团不仅增加了吸附位点的数量,还通过增强表面化学反应性,进一步提升了吸附

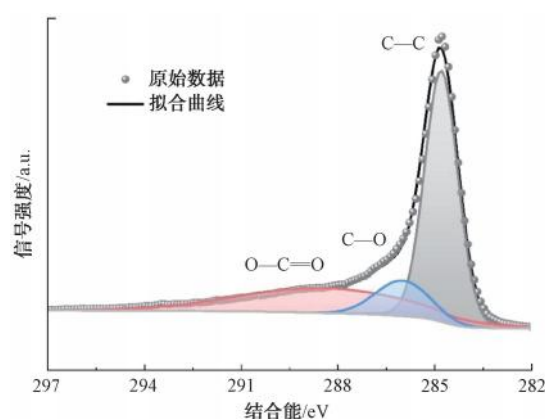


图 8 活性炭的 XPS 图

Fig. 8 XPS Spectrum of Activated Carbon

容量和速率,从而提高 FCDI 系统的脱盐效率。

6.3 活性炭的拉曼光谱

由图 9 可知,活性炭样品的 2 个显著峰分别位于 1350 cm^{-1} 和 1580 cm^{-1} ,对应 D 带和 G 带。D 带表明样品中存在由 sp^2 杂化碳原子引起的缺陷或无序结构,而 G 带则反映了有序的石墨晶体结构。D 带和 G 带的峰强度比接近,说明活性炭中既有有序的石墨结构,也含有一定数量的无序或缺陷结构。这些结构特性不仅提供了更多的活性位点,增强了吸附和反应活性,同时保持了材料的导电性。结合 XPS 和拉曼光谱分析,进一步证实了活性炭在水净化和离子去除等电化学应用中的优异性能。

7 结论

本文通过研究添加吸附材料的流动电极在不同

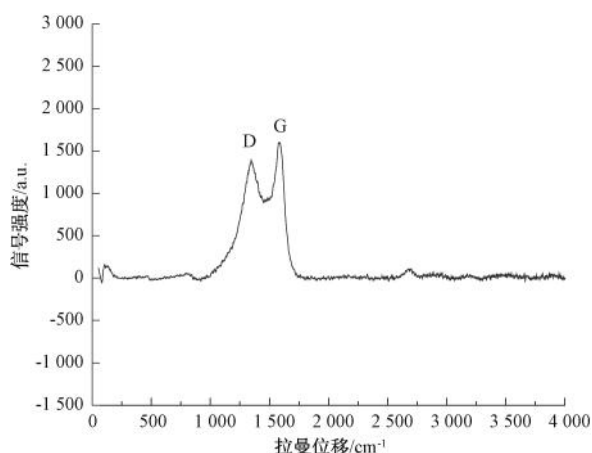


图9 拉曼光谱分析

Fig. 9 Analysis of Raman Spectroscopy

操作条件下(电压、吸附材料的添加量以及电极浆液的流速等)对 FCDI 连续脱盐性能及其脱盐效率的影响,得出以下结论。

(1)添加吸附材料和不添加吸附材料的电压和流速对脱盐效率的影响显示出相似的趋势。随着电压的增大,脱盐效率呈现上升趋势。电压越高,脱盐效率越高。对于添加吸附材料的情况,随着添加量的增加,脱盐效率先增大后减少。

(2)在 FCDI 系统中,电压、电极浆液的流速以及吸附剂的添加量等因素之间存在显著的协同作用。研究表明,优化装置性能参数不仅可以提高去离子的效率,还能显著提升系统的整体性能。具体来说,适当调整电极电压可以加快离子迁移速度,因为更高的电压能够提供更大的驱动力推动离子运动;控制电极浆液流速有助于保持均匀的离子分布,从而防止局部浓度差异导致的效率下降;增加吸附剂的添加量则能够提升电极的吸附容量,因为更多的吸附位点可以捕捉更多的离子,从而进一步增强去离子效果。因此,通过综合考虑这些因素的协同作用,可以有效优化 FCDI 系统的工作效率和整体性能。

(3)通过对活性炭进行拉曼光谱分析、XPS 分析以及 SEM 表征,详细探讨了其微观结构和化学组成。这些表征手段提供了对活性炭内部结构、表面化学特性以及孔隙分布的深入理解。拉曼光谱分析揭示了活性炭中碳结构的有序和无序程度,XPS 分析确定了表面官能团的类型和含量,而 SEM 表征则展示了活性炭的形貌和孔隙结构。通过这些分析,

研究了活性炭作为吸附材料在 FCDI 系统中对脱盐效率的影响。结果表明,活性炭的微观结构和表面特性显著影响其吸附能力,从而影响整体脱盐效率。这些发现为优化活性炭材料在 FCDI 系统中的应用提供了科学依据。

参考文献

- [1] 杨群,徐子阳,张常勇.电容去离子技术在选择性分离中的应用和挑战[J].能源环境保护,2024,38(1):38-51.
Yang Q, Xu Z Y, Zang C Y. Applications and challenges of capacitive deionization technology in selective separation [J]. Energy and Environmental Protection, 2024, 38(1): 38-51.
- [2] Porada S, Weingarth D, Hamelers H V M, et al. Carbon flow electrodes for continuous operation of capacitive deionization and capacitive mixing energy generation [J]. Journal of Materials Chemistry A, 2014, 2(24): 9313-9321.
- [3] Jamaly S, Darwish N N, AHmed I, et al. A short review on reverse osmosis pretreatment technologies [J]. Desalination, 2014, 354: 30-38. DOI:10.1016/j.desal.2014.09.017.
- [4] Gao Y J, Yang H, Zhou B W, et al. Optimal operation of new coastal power systems with seawater desalination based on grey wolf optimization [J]. Energy Reports, 2023, 9: 391-402. DOI:10.1016/j.egy.2023.04.299.
- [5] Abu El-Maaty A E, Awad M M, Sultan G I, et al. Innovative approaches to solar desalination: A comprehensive review of recent research[J]. Energies, 2023, 16(9): 3957.
- [6] Murphy G W, Tucker J H. The demineralization behavior of carbon and chemically-modified carbon electrodes [J]. Desalination, 1966, 1(3): 247-259.
- [7] Fang K, Gong H, He W Y, et al. Recovering ammonia from municipal wastewater by flow-electrode capacitive deionization [J]. Chemical Engineering Journal, 2018, 348: 301-309. DOI:10.1016/j.cej.2018.04.128.
- [8] Tang K, Zhou K. Water desalination by flow-electrode capacitive deionization in overlimiting current regimes [J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(9): 5853-5863.
- [9] 白力宏,常勇旺,张怡然,等.活性炭吸附及模块化物理净水工艺在引江原水臭味处理中的应用[J].天津科技,2024,51(7):9-11.
Bai L H, Chang Y W, Zhang Y R, et al. Application of activated carbon adsorption and modular physical water purification process in odor treatment of raw water from Yangtze River[J]. Tianjin Science & Technology, 2024, 51(7): 9-11.
- [10] Ma J, Zhai C X, Yu F. Review of flow electrode capacitive deionization technology: Research progress and future challenges [J]. Desalination, 2023, 564: 116701. DOI:10.1016/j.desal.2023.116701.
- [11] Li Y K, Ma J J, Yu M H, et al. Carbon felt (CF) acted as an

- “ionic capacitor” to enhance flow electrode capacitive deionization (FCDI) desalination performance[J]. *Desalination*, 2024, 575: 117341. DOI: 10.1016/j.desal.2024.117341
- [12] Yand F, Ma J J, Zhang X D, et al. Decreased charge transport distance by titanium mesh-membrane assembly for flow-electrode capacitive deionization with high desalination performance[J]. *Water Research*, 2019, 164: 114904. DOI: 10.1016/j.watres.2019.114904.
- [13] Xu Y, Duan F, Cao R Q, et al. Enhanced salt removal performance using nickel hexacyanoferrate/carbon nanotubes as flow cathode in asymmetric flow electrode capacitive deionization [J]. *Desalination*, 2023, 566: 116929. DOI:10.1016/j.desal.2023.116929.
- [14] Chang J J, Duan F, Cao H P, et al. Superiority of a novel flow-electrode capacitive deionization (FCDI) based on a battery material at high applied voltage[J]. *Desalination*, 2019, 468: 114080. DOI: 10.1016/j.desal.2019.114080.
- [15] Ma J, Chen L L, Yu F. Environmental applications and perspectives of flow electrode capacitive deionization (FCDI) [J]. *Separation and Purification Technology*, 2024, 335: 126095. DOI: 10.1016/j.seppur.2023.126095.
- [16] Zhang W N, Xue W C, Zhang C P, et al. Towards long-term operation of flow-electrode capacitive deionization (FCDI): Optimization of operating parameters and regeneration of flow-electrode[J]. *Heliyon*, 2024, 10(2): e24940.
- [17] Doornbusch G J, Dykstra J E, Biesheuvel P M, et al. Fluidized bed electrodes with high carbon loading for water desalination by capacitive deionization [J]. *Journal of Materials Chemistry A*, 2016, 4(10): 3642–3647.
- [18] Wang T Y, Zhang Z J, Gu Z N, et al. Electron transfer of activated carbon to anode excites and regulates desalination in flow electrode capacitive deionization[J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(6): 2566–2574.
- [19] Alsultan A, Alkhalidi A, Alsaikhan K, et al. Surface-treated carbon black for durable, efficient, continuous flow electrode capacitive deionization [J]. *Separation and Purification Technology*, 2023, 313: 123444. DOI: 10.1016/j.seppur.2023.123444.
- [20] Chen R, Liu X, Wang M X, et al. A novel two-stage continuous capacitive deionization system with connected flow electrode and freestanding electrode[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2024, 491: 152133. DOI: 10.1016/j.cej.2024.152133.
- [21] Fang K, He W Y, Peng F, et al. Ammonia recovery from concentrated solution by designing novel stacked FCDI cell[J]. *Separation and Purification Technology*, 2020, 250: 117066. DOI: 10.1016/j.seppur.2020.117066.
- [22] Choi S, Chang B, Kang J H, et al. Energy-efficient hybrid FCDI-NF desalination process with tunable salt rejection and high water recovery[J]. *Journal of Membrane Science*, 2017, 541: 580–586.
- [23] Zhang C, Cheng X, Wang M, et al. Phosphate recovery as vivianite using a flow-electrode capacitive desalination (FCDI) and fluidized bed crystallization (FBC) coupled system [J]. *Water Research*, 2021, 194: 116939. DOI: 10.1016/j.watres.2021.116939.
- [24] Kumar N, Kim S-B, Lee S-Y, et al. Recent Advanced Supercapacitor: A Review of Storage Mechanisms, Electrode Materials, Modification, and Perspectives [J]. *Nanomaterials*, 2022, 12(20): 3708.