刘翰隆,张春鹏,张思瑶,等.双阴膜流动电极电容去离子净化含铬废水 [J]. 中国环境科学, 2025,45(7):3799-3806.
Liu H L, Zhang C P, Zhang S Y, et al. Purification of chromium-containing wastewater using symmetric anion-exchange membrane flow-electrode capacitive deionization [J]. China Environmental Science, 2025,45(7):3799-3806.

双阴膜流动电极电容去离子净化含铬废水

刘翰隆[1,2],张春鹏[1,2*],张思瑶[1,2],张 洋[1,2],任学志[1,2],杜雅琳[1,2],张 爽[1,2],马语璠[1],王彧洋[1,2] (1.吉林大学,石油化工污染场地控制与修复技术国家地方联合工程实验室,吉林 长春 130061；2.吉林大学新能源与环境学院,吉林 长春 130021)

摘要：开发了一种完全对称的“双阴膜”流动电极电容去离子(SFCDI)装置处理含六价铬 Cr(VI)废水,采用双阴离子交换膜和短路闭合模式,无需高浓度背景离子,即可实现高效 Cr(VI)去除.结果表明,这一构型的显著特点是避免了传统 FCDI 中因使用阳离子交换膜而导致的 Cr^{3+}回渗与总 Cr 浓度反弹问题.在 1.2V 电压、初始 pH 5.0 条件下,SFCDI 在 150min 内将 Cr(VI) 浓度从 50mg/L 降低至 0.41mg/L,总 Cr 去除效率达 97.55%,能耗仅为 0.12kWh/m^3.与传统 FCDI 相比,SFCDI 显著提高了总 Cr 去除效率并有效阻止 Cr^{3+}回流.进一步研究分析了电压、活性炭含量、pH 值及共存阴离子对处理性能的影响,并验证了 SFCDI 在连续运行及实际电镀废水处理中的适用性和稳定性.在 180min 内,对实际电镀废水的 Cr(VI)去除率达 97.68%,展现出绿色、高效、低能耗的应用潜力.

关键词：双阴膜设计；流动电极电容去离子；六价铬；含铬废水；电镀废水
中图分类号：X703.1 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)07-3799-08

Purification of chromium-containing wastewater using symmetric anion-exchange membrane flow-electrode capacitive deionization.

LIU Han-long[1,2], ZHANG Chun-peng[1,2*], ZHANG Si-yao[1,2], ZHANG Yang[1,2], REN Xue-zhi[1,2], DU Ya-lin[1,2], ZHANG Shuang[1,2], MA Yu-fan[1], WANG Yu-yang[1,2] (1.National and Local Joint Engineering Laboratory for Petrochemical Contaminated Site Control and Remediation Technology, Jilin University, Changchun 130061, China；2.College of New Energy and Environment, Jilin University, Changchun 130021, China). *China Environmental Science*, 2025,45(7)：3799~3806

Abstract：A fully symmetric "dual-anion membrane" flow-electrode capacitive deionization (SFCDI) device was developed for treating wastewater containing hexavalent chromium (Cr(VI)). By employing dual anion-exchange membranes and operating in a short-circuit discharge mode, efficient Cr(VI) removal can be achieved without the need for high concentration background ions. Results showed that, a key feature of this configuration is its ability to prevent Cr^{3+} back-diffusion and total chromium concentration rebound, which are common issues in traditional FCDI systems using cation-exchange membranes. Under conditions of 1.2V applied voltage and an initial pH of 5.0, the SFCDI reduced the Cr(VI) concentration from 50mg/L to 0.41mg/L within 150minutes, achieving a total chromium removal efficiency of 97.55% with an energy consumption of only 0.12kWh/m^3. Compared to traditional FCDI, SFCDI significantly improved the total chromium removal efficiency while effectively preventing Cr^{3+} backflow. Further research systematically analyzed the effects of voltage, activated carbon content, pH, and coexisting anions on performance and demonstrated the applicability and stability of SFCDI in continuous operation and actual electroplating wastewater treatment. Within 180minutes, the removal rate of Cr(VI) in actual electroplating wastewater reached 97.68%, showcasing its potential as a green, efficient, and low-energy solution.

Key words: symmetric anion exchange membrane design; flow-electrode capacitive deionization; hexavalent chromium; chromium-contaminated wastewater; electroplating wastewater

铬(Cr)在水环境中的形态受 pH 值影响而变化[1],其中,六价铬(Cr(Ⅵ))的毒性远高于三价铬(Cr(III)),约为后者的 100 倍[2]. Cr(VI)在水环境中的主要来源包括冶炼、油漆、染色及电镀废水[3].我国污水综合排放标准《GB 8978-1996》[4]规定废水出水 Cr(VI)的最高允许浓度为 0.5mg/L.目前,有多种处理技术被应用于含 Cr(VI)废水的处理,包括吸附法[5-6]、生物法[7]、化学还原法[8-9]、膜处理法[10]和电化学还原法[11].这些方法均存在一定的局限性,例如,吸附剂对 Cr(VI)的吸附能力有限,回收利用性差,可能造成二次污染[12].生物法处理过程缓慢,效率低,且

收稿日期：2024-12-12
基金项目：国家重点研发计划项目(2022YFC3702200);国家自然科学基金青年基金资助项目(42107483);吉林大学研究生创新基金资助项目(2024CX324);吉林大学本科生科研训练计划项目(25210803,25210215,25220423,25220431)
* 责任作者, 副教授, zhang_cp@jlu.edu.cn

主要适用于低浓度处理[7].膜处理法的成本及维护费用高,并且运行能耗高.

近年来,电容去离子(CDI)因其环境友好,成本有效、能耗低、电极再生方便等优点,用于高效去除水溶液中的带电离子[13-14].传统 CDI 技术包括吸附和解吸两个过程[15],在吸附过程中,通过外部电场,脱盐室中的阴阳离子在静态多孔电极的双电层中被静电作用吸附并去除.在解吸过程中,通过短路或反转电极,使吸附于电极的离子释放回溶液[16].以电镀废水为例,其 pH 值通常为 1.5~2.5,Cr(VI)浓度范围为 10~500mg/L,总 Cr 浓度可达 15~750mg/L,并伴有其他重金属离子.若直接排放未经规范处理的废水,可能严重污染地表水和地下水资源,并对生态系统造成显著危害[17].有研究者[18-19]通过常规 CDI 研究了从水溶液中去除 Cr(VI)的可行性,并进行了参数优化.然而,对于传统 CDI,由于电极的静态特征且电极饱和需要的再生过程,离子去除能力受到了极大的限制[20-21].相较于传统 CDI,流动电极电容去离子(FCDI)利用碳悬浮溶液作为流动电极,具有电极易制备,吸附能力强,能够连续出水等优势[22],同时还能大幅提升脱盐效率.短路闭合运行模式是一种典型的 FCDI 运行模式,流动电极分别流经阴极室和阳极室后又返回同一储液罐中并混合,在混合过程中,阴阳两极的电极颗粒电荷中和,同时使吸附的离子释放到电极溶液中,从而实现电极的更新.这些带相反电荷的活性炭颗粒之间的接触使得它们发生中和,并将吸附的离子释放到变成盐水的电解质溶液中[23-24].

传统 FCDI 技术通常处理含有重金属的废水时,所用浓度较低,利用传统 FCDI 技术对 3mg/L 的 Cr(VI)模拟废水最高去除效率可达 90%[25].然而, 关于传统 FCDI 处理较高浓度工业废水的应用报道较少.此外,传统 FCDI 为了增强溶液导电性,在配置模拟废水时通常会引入较大浓度的背景值[26-27],这可能会增大离子交换膜的负荷,从而降低膜的使用寿命.在水溶液中,Cr(VI)主要以 $HcrO_4^-$和 $Cr_2O_7^{2-}$形式存在,而还原后的 Cr(III)通常以 Cr^{3+}形式存在[27].在传统的流动电极电容去离子(FCDI)装置中,通常采用阴极-阳膜、阳极-阴膜的膜配置.然而, Cr^{3+}会在电场作用下通过阳离子交换膜(CEM)回流至脱盐室,导致出水中总 Cr 浓度难以降低甚至出现反弹.

本研究在传统构型基础上,将原本位于阴极侧的阳离子膜改为阴离子膜,与阳极侧原本的阴离子膜构成双阴膜结构,形成一种完全对称的流动电极电容去离子装置(SFCDI);评估 SFCDI 的性能,采用短路闭合和单程运行模式,研究了施加电压、活性炭含量、进水初始 pH 值及常见共存阴离子的影响,并考察了其在连续运行及实际含 Cr(VI) 废水处理中的表现.

1 材料与方法

1.1 实验装置

SFCDI 装置结构如图 1 所示.该装置为完全对称式构型:中间为一个由约 2mm 厚度硅胶垫片构成的脱盐室;在脱盐室的两侧依次为两张由硅胶垫片固定的阴离子交换膜(AMVN,AGC 工程株式会社,日本),其有效接触面积约为 10.88mm^2.随后是刻有 13 条蛇形流道的石墨集流体(通道宽度和深度均约为 2mm,总长度约 544mm),再向外依次为一张硅胶垫片和一块亚克力板.左右两侧的结构与中间脱盐室完全对称,通过合适的螺母将上述部件紧密组装固定.实验中使用线性直流稳压电源(深圳市兆信电子仪器设备有限公司)与 SFCDI 装置连接,并在恒定电压条件下进行 Cr(VI)去除实验.

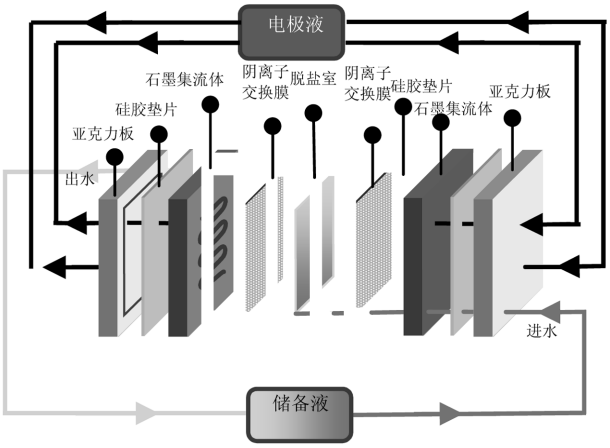


图 1 双阴膜流动电极电容去离子堆栈结构示意

Fig.1 Schematic diagram of the stack structure of flow-electrode capacitive deionization with symmetric anion exchange membranes

1.2 实验方法

为获得流动电极炭浆悬浮液,本研究将 0.5wt%的碳黑颗粒(福州益环碳素有限公司)、5wt%的活性炭粉末(福州益环碳素有限公司)与 94.5wt%的 500mg/L KCl 溶液充分混合,并在磁力搅拌器上搅拌

至均匀分散.模拟废水由$K_2Cr_2O_7$溶解于去离子水中配制,Cr(VI)浓度为 50mg/L.在每次实验开始前,将初始 Cr(VI)溶液的 pH 值调至 5.00(使用 0.1mol/L HCl 和 0.1mol/L KOH 溶液进行调节).

实验以短路闭合运行模式和批处理的进水模式去除 Cr(VI)溶液,短路闭合运行模式即为流动电极分别流经阴极室和阳极室后又返回同一储液罐中并混合,批处理为出口处的溶液一次又一次地被循环到系统中.使用蠕动泵(兰格恒流泵有限公司)将 50mL 的 Cr(VI)溶液和 200mL 的流动电极浆液分别以 10 和 20mL/min 的流速泵入脱盐室和电极室.

1.3　分析方法

通过电导率仪(DDS−307,上海越平科学仪器有限公司)和 pH 计(PHS−25,上海越平科学仪器有限公司)连续监测出水的电导率和 pH 值,串联万能表(CV86E,驿生胜利科技有限公司)记录 FCDI 过程中的电流以计算能耗.每隔一段时间对脱盐室的溶液进行取样,通过紫外可见分光光度计(EVOLUTION−220,赛默飞世尔科技公司)在 540nm 处用二苯基碳酰二肼(上海阿拉丁生化科技股份有限公司)对 Cr(VI)进行络合检测,通过火焰原子吸收分光光度法测定总 Cr 浓度.每次实验结束后,用去离子水对脱盐室和电极室进行清洗,直至洗涤液电导率小于 5μS/cm.

本研究主要通过去除效率(R_e)、系统能耗(E,kWh/m^3)、平均除盐速率(ASRR, μmol/(cm^2·min))来评估使用 SFCDI 装置去除 Cr(VI)能力.Cr(VI)的去除效率,系统能耗和平均除盐速率分别用式(1)~(3)计算[28-29].

$$R_e = \frac{c_0 - c_t}{c_0} \cdot 100\% \tag{1}$$

$$E = \frac{U \cdot \int I \mathrm{d}t}{v_d \cdot t} \tag{2}$$

$$\mathrm{ASRR} = \frac{\int_0^t v_d \cdot (c_0 - c_t)\mathrm{d}t}{A_{\mathrm{eff}} \cdot t \cdot M} \tag{3}$$

式中:c_0 表示 Cr(VI)的初始浓度,mg/L;c_t 表示 t 时刻 Cr(VI)的浓度,mg/L;U 为直流电源施加的电压,V;I 为流过电流表的电流,A;v_d 是处理液的进液流速,mL/min; t 为处理时间,min; A_{eff} 是流动电极和 AEM 之间的有效面积,cm^2;M 是 Cr 的摩尔质量,g/mol.

2　结果与讨论

2.1　SFCDI 除 Cr(VI)的动力学特征

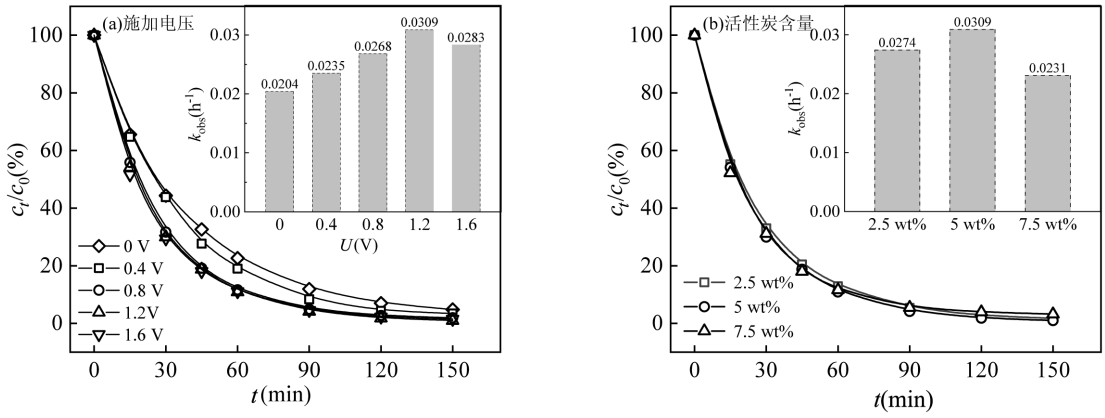


图 2　施加电压和活性炭含量对 Cr(VI)去除性能和准一级反应动力学常数 k_{obs} 的影响

Fig.2　Effects of applied voltage and activated carbon content on the removal performance of Cr(VI) and the pseudo−first−order reaction kinetic constant k_{obs}

如图 2(a),当施加电压为 0V 即开路时,模拟废水中的 Cr(VI)浓度出现显著降低,对 0V 下 Cr(VI)浓度进行准一级动力学拟合,准一级反应动力学常数 k_{obs} =0.0204h^{-1}(R^2=0.9883), 表明 SFCDI 对 Cr(VI)的去除机制中包含显著的物理吸附作用.因此,使用活性炭对 100mg/L 的 Cr(VI)吸附实验,结果显示,在摇床反应 10min 后,溶液中几乎检测不到 Cr(VI),证明活性炭对 Cr(VI)的吸附速度快,吸附容量大.

当施加一定电压后,Cr(VI)浓度下降速度进一步提高.这是由于装置内部形成了局部电场,电极液

中的活性炭在电极表面的作用下带电,Cr(VI)以 $HCrO_4^-$和 CrO_4^{2-}等形式通过 AEM 向电极液迁移,并在流动电极表面物理吸附或还原为 Cr(III).部分 Cr(VI)也会在阴极表面的亥姆霍兹层直接还原为 Cr(III) ,随后被电极液中带电的活性炭吸附.同时为保持电荷平衡,阳极电解液中的阴离子也会向脱盐室中迁移.当施加电压增大,电场作用力增强,双电层厚度增加,Cr(VI)去除速率也随之加快,这进一步表明施加电压能够加快模拟废水与电极液间的离子迁移,从而提高 Cr(VI)的去除速率.

当施加电压从开路到 1.6V,Cr(VI)去除率和准一级反应动力学常数 k_{obs}均是先上升后下降.这可能是由于当施加的电压大于 1.23V 时,水会发生电解反应[30],产生 H_2 和 O_2,还会导致其他的法拉第副反应,如活性炭可能会发生氧化分解,进而降低去除效率及稳定性并提高系统能耗[16].150min 后,在施加电压为 1.2V 时,Cr(VI)去除率和 k_{obs} 均达到最大值,分别为 98.98%和 0.0309h^{-1},而模拟废水的电导率均随时间而增大,这表明进入脱盐室中 Cl^-浓度大于 Cr(VI)去除的浓度.

活性炭是电极液的重要组成部分,具有良好的导电性及较大的孔隙率和比表面积,能够促进电荷转移,在 Cr(VI)去除过程中起重要作用[29].图 2(b)显示了在活性炭含量为 5wt%时,Cr(VI)去除率达到最大值 98.98%,准一级动力学拟合常数 k_{obs} 为 0.0309h^{-1},这表明电极液中的活性炭含量并非越高越好, 适宜的含量有助于完成更连续的电子传输网络并增加有效吸附容量.然而,随着活性炭含量的升高,体系粘度也会随之增大.过高的活性炭含量不仅会提升驱动流动电极运作所需的能耗,还容易引发流道堵塞问题,进一步加剧活性炭在电极液流道内沉积的风险.图 2(b)也表明,在质量负载为 5wt%的流动电极下,该体系能够在电导率和粘度之间取得平衡[31-32],从而实现浆料的充分利用.

2.2 Cr(VI)去除的影响因素

2.2.1 溶液背景值 如图 3 所示,与添加 200mg/L KCl 相比,SFCDI 虽然在总 Cr 的去除率上有所下滑,但是 Cr(VI)的去除率由 98.43%提升到 99.01%,Cr(VI)最终浓度由 0.71mg/L 下降到 0.47mg/L,总 Cr 最终浓度为 1.23mg/L,均满足污水综合排放标准《GB 8978-1996》[4].传统 FCDI 对 Cr(VI)和总 Cr 的去除率分别为 98.99%和 95.56%,总 Cr 最终浓度为 2.47mg/L,是 SFCDI 的两倍.实验结果表明,与传统 FCDI 相比,SFCDI 具有相同优秀的 Cr(VI)去除能力,同时还具备更加优秀的总 Cr 去除能力.传统 FCDI 是阴极-阳膜、阳极-阴膜的膜配置,在电场力的作用下,脱盐室中的 Cr(VI)以 $HCrO_4^-$ 和 CrO_4^{2-}等形式通过 AEM 进入阳极电极液实现去除,而阳离子则通过 CEM 进入阴极电极液.电极液中的部分 Cr(VI)会被活性炭或阴极表面还原为 Cr(III)[33],而 Cr(III)常常以 Cr^{3+}的形式存在,因此在电极液循环过程中可能会穿过 CEM 重新进入脱盐室,从而降低总 Cr 的去除效果.而 SFCDI 采用了双阴膜的配制,这样就能避免 Cr(III)以 Cr^{3+}的形式重新进入脱盐室.同时实验结果也证明了 SFCDI 系统能够阻止被还原的 Cr(III)以 Cr^{3+}的形式再次进入脱盐室中,从而提高总 Cr 的去除效果.

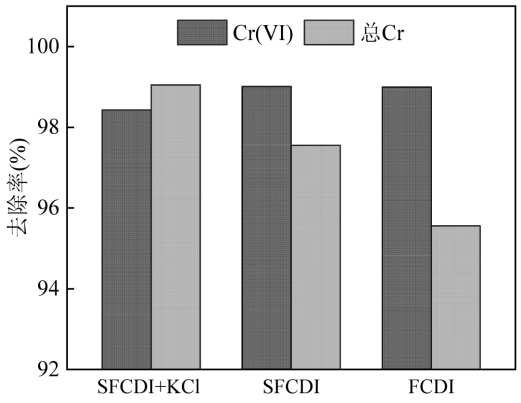


图 3 不同运行工况下 Cr(VI)与总 Cr 去除率

Fig.3 The removal efficiency of Cr(VI) and total Cr under different operating conditions

SFCDI+KCl 为 AFCDI 处理 50mg/L Cr(VI)+ 200mg/L KCl 模拟废水, SFCDI 为 SFCDI 处理 50mg/L Cr(VI)模拟废水, FCDI 为传统 FCDI 处理 50mg/L Cr(VI)模拟废水

2.2.2 Cr(VI)初始浓度 入水水质的变化一般会影响 FCDI 装置的去除效果[34].图 4 显示,在 Cr(VI)进水浓度分别为 10,50,100mg/L 条件下,SFCDI 的去除性能表现稳定.随着浓度从 10mg/L 增至 100mg/L,ASRR 由 0.006μmol/(cm^2·min)增至 0.056μmol/(cm^2·min)且去除效率始终保持在 98%以上.这证明 SFCDI 对不同浓度的 Cr(VI)废水均有较好的去除效果,也表明 SFCDI 中活性炭具有充足的吸附位点[27],对于高浓度的 Cr(VI)也具有良好的吸附效果,SFCDI 良好的稳定

性也证明了其优秀的性能.在 Cr(VI)进水浓度为 10mg/L 的条件下,经过 150min 处理,最终的出水 Cr(VI)浓度仅为 0.19mg/L,远远低于污水综合排放标准《GB 8978−1996》[4]规定的 0.5mg/L.

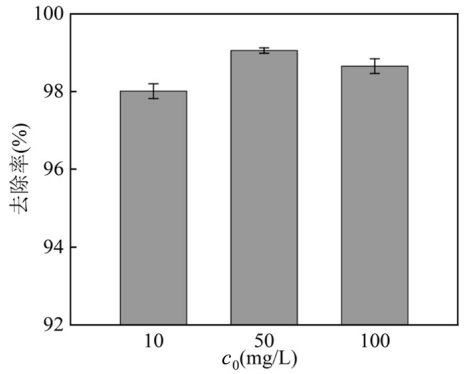


图 4　不同 Cr(VI)进水浓度下 Cr(VI)的去除效率

Fig.4　The removal efficiency of Cr(VI) under different influent concentrations of Cr(VI)

2.2.3　pH 值　溶液的 pH 值会影响 Cr(VI)主要存在形态和电荷,如式(4)~(6).

$$Cr_2O_7^{2-} + H_2O \rightleftharpoons 2HCrO_4^-, pKa = 2.2 \quad (4)$$

$$H_2CrO_4 \rightleftharpoons HCrO_4^- + H^+, pKa = 4.1 \quad (5)$$

$$HCrO_4^- \rightleftharpoons CrO_4^{2-} + H^+, pKa = 5.9 \quad (6)$$

如图 5(a)所示,当进水 pH 值为 3.00 时,溶液中 Cr(VI)以 $HCrO_4^-$为主,体系 pH 值较为稳定,电导率在短暂下降后逐渐上升.相较之下,当进水 pH 值为 5.00 时,初始时溶液中 Cr(VI)同样以 $HCrO_4^-$形式存在,但溶液 pH 值在最初 30min 内迅速从 5.00 降至约 3.45,并最终与进水 pH 值为 3.00 时的终态 pH 值基本一致.

在进水 pH 值为 7.00 条件下,Cr(VI)主要以 CrO_4^{2-}(77.34%)和少量 $HCrO_4^-$(22.48%)及极少量 $Cr_2O_7^{2-}$(0.18%)存在.由于 CrO_4^{2-}带双负电荷,为实现等量电荷中和,阳极流动电极需提供更多正电荷,从而可能降低有效吸附效率.同时,高 pH 值下溶液中 OH^-浓度上升,OH^-与 CrO_4^{2-}会竞争活性炭表面吸附位点,导致 Cr(VI)去除率较 pH=3 或 pH=5 时略有下降[25].

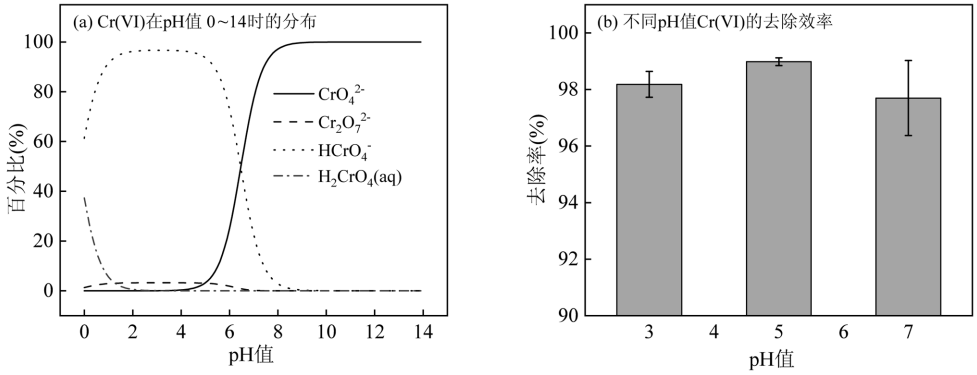


图 5　pH 值对 Cr(VI)去除的影响

Fig.5　Effect of pH on Cr(VI) removal

图 5(a)数据通过 Visual MINTEQ(版本 3.1)软件计算得出

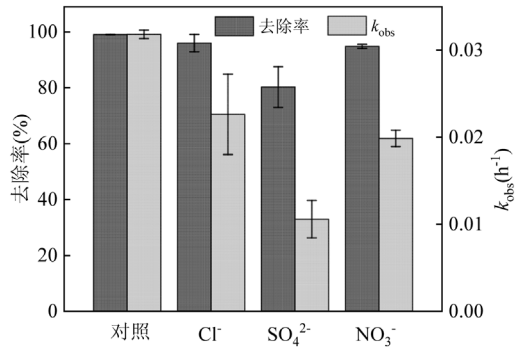


图 6　共存阴离子对 SFCDI 处理 Cr(Ⅵ)去除效率的影响

Fig.6　Effect of co−existing anions on the removal efficiency of Cr(VI) by SFCDI

共存阴离子的离子强度为 0.001mol/L,Cr(VI)初始浓度为 50mg/L,未调节 pH 值,电压为 1.2V,处理时间 150min

如图 5(b)所示,虽然在 pH=3、5、7 条件下的 Cr(VI)去除效率差异不显著,但上述机制说明了溶液 pH 值和 Cr(VI)物种分布对于阳极流动电极吸附行为的复杂影响.

2.2.4　离子干扰　实际废水中存在多种共存离子,Cr(VI)和共存阴离子之间的竞争性电吸附程度可能因阴离子类型而异.由图 6 可知,这 3 种共存阴离子对 Cr(VI)去除效率均有不同程度的抑制作用,抑制作用的顺序为 SO_4^{2-}>NO_3^->Cl^-.这可能是由于在 SO_4^{2-}存在的条件下,模拟废水的最大 pH 值达到了 8.30,Cr(VI)的形态为 CrO_4^{2-}(98.56%)、$HCrO_4^-$(1.44%),OH^-和 SO_4^{2-}均会与 CrO_4^{2-}竞争吸附位点,导

致 Cr(VI)去除效率急剧下降.

2.3 SFCDI 的稳定性及其在实际废水中的除铬效能

如图 7(a)所示,在模拟废水 Cr(VI)入水浓度为 50mg/L 的条件下,该装置在连续运行 15 个循环后,Cr(VI)的去除率依然能够维持较高水平(85.39%以上),且平均能耗仅为 0.102kWh/m^3.SFCDI 还用于处理含有 114mg/L Cr(VI)的实际电镀废水,如图 7(b),在处理 180min 后,Cr(VI)的去除效率达到 97.68%,平均除盐速率达到 0.056μmol/(cm^2·min),同时处理能耗达到合格的 0.319kWh/m^3.处理过程中,该系统通过的电流一直维持在稳定的状态.如图 7(c)所示,实际废水的 pH 值由最初的 3.55 逐渐上升到 4.50,此时溶液中 Cr(VI)主要以 $HCrO_4^-$(95.77%)的形式存在.

图 7(d)和(e)显示,在第 2 次循环中,Cr(VI)浓度在运行 45min 后迅速降低至 0.5mg/L 以下,但随着运行的继续,Cr(VI)浓度在 120min 后又回升至约 0.67mg/L.同时,总 Cr 浓度在整个循环过程中始终维持在较高水平.这一现象可能主要由两方面因素引起:首先,部分 Cr(VI)在脱盐室内因电场和电极材料表面官能团的综合作用被还原为 Cr^{3+},然而由于双阴膜(AEM)结构的阻隔,Cr^{3+}并未有效进入电极液中进一步去除,而是滞留在脱盐室中;其次,随着运行时间延长和系统条件(pH 值、电位、离子浓度分布)的动态变化,一部分此前被还原或暂时固定的 Cr 物种(包括 Cr(III)和部分未彻底移除的 Cr(VI))可能脱附或再均衡至溶液中,导致溶液相中 Cr(VI)浓度出现回升.这种浓度波动体现了在实际废水处理条件下体系内部的复杂氧化还原平衡与物质传输动力学过程.

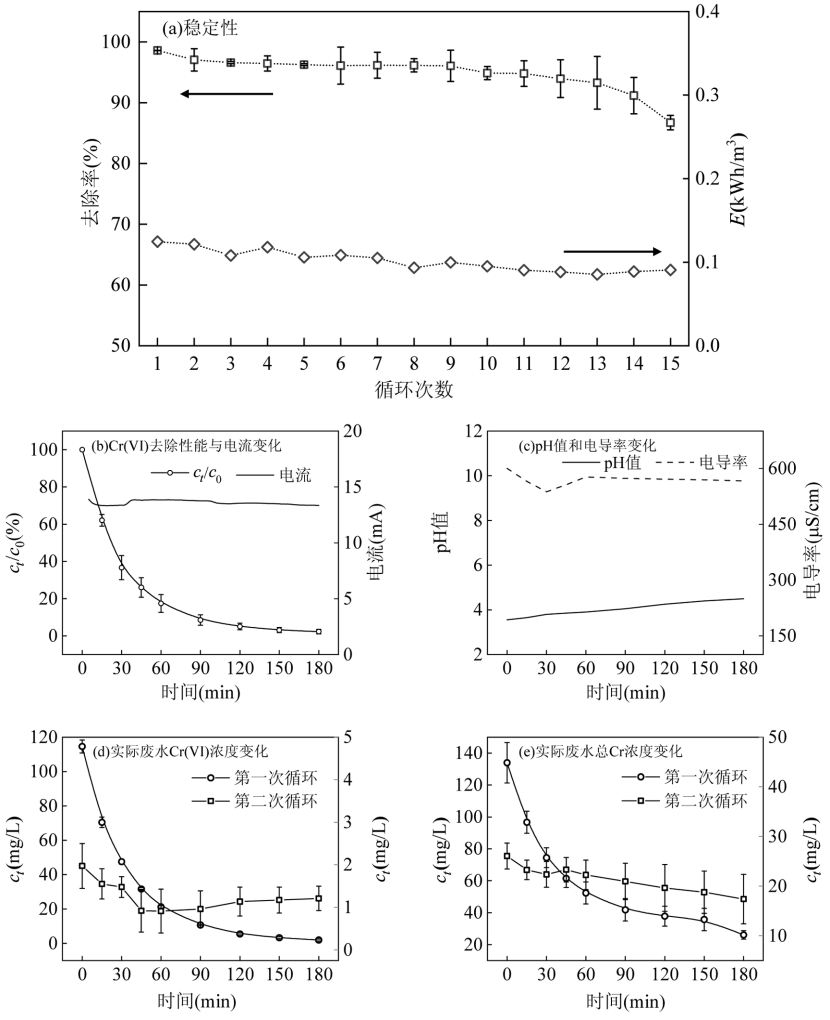


图 7 SFCDI 的稳定性及实际废水处理性能

Fig.7 Stability and practical wastewater treatment performance of SFCDI

稳定性实验每次运行 120min

3　结论

3.1　SFCDI 通过阴离子膜的阻隔作用,有效阻止了Cr^{3+}回渗,提高了总 Cr 的去除效率.在最佳运行条件(1.2V 电压、5wt%活性炭含量、pH 5.0)下,系统在 150min 内将含 Cr(VI)废水中总 Cr 浓度从 50mg/L 降低至 0.41mg/L,总去除效率达 97.55%,且能耗仅为 0.12kWh/m^3,优于传统 FCDI 技术.

3.2　在实际电镀废水处理中,该系统同样表现出优异性能,在 180min 内实现 Cr(VI)去除率 97.68%,能耗为 0.319kWh/m^3,展现了良好的实际应用潜力.

3.3　此外,SFCDI 系统表现出对不同浓度梯度 Cr(VI)废水的高效净化能力,特别是在进水 pH≤5 时,去除率稳定在 98%以上.长期运行实验显示,装置在连续 15 次循环中性能稳定,Cr(VI)去除率保持在 85%以上.

参考文献:

[1] Mohan D, Pittman C U. Activated carbons and low cost adsorbents for remediation of tri− and hexavalent chromium from water [J]. Journal of Hazardous Materials, 2006,137(2):762−811.

[2] Katz S A, Salem H. The toxicology of chromium with respect to its chemical speciation: a review [J]. Journal of applied toxicology : JAT, 1993,13(3):217−24.

[3] Karimi−Maleh H, Ayati A, Ghanbari S, et al. Recent advances in removal techniques of Cr(VI) toxic ion from aqueous solution: A comprehensive review [J]. Journal of Molecular Liquids, 2021,329: 115062.

[4] GB 8978−1996　污水综合排放标准 [S].
GB 8978−1996　Integrated wastewater discharge standard [Z].

[5] Kumar A, Jena H M. Adsorption of Cr(VI) from aqueous solution by prepared high surface area activated carbon from Fox nutshell by chemical activation with H_3PO_4 [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2017,5(2):2032−41.

[6] 梁宏旭,赵新坤,宋　彬,等.改性活性碳毡电吸附污水中的 Zn^{2+} [J]. 中国环境科学, 2018,38(4):1336−45.
Liang H X, Zhao X K, Song B, et al. Electrochemical adsorption of Zn^{2+} in wastewater by modified activated carbon felt [J]. China Environmental Science, 2018,38(4):1336−1345.

[7] Cheng Y J, Yan F B, Huang F, et al. Bioremediation of Cr(VI) and Immobilization as Cr(III) by *Ochrobactrum anthropi* [J]. Environmental Science & Technology, 2010,44(16):6357−63.

[8] 白　圆,高凌超,刘　寰.化学沉淀法去除工业废水中的六价铬 [J]. 中国资源综合利用, 2012,30(11):30−3.
B Y, G L C, L H. Removal of Cr(VI) by chemical precipitation from industrial wastewater [J]. China Resources Comprehensive Utilization, 2012,30(11):30−33.

[9] 郑怀礼,钟　政,邹　宏,等.磁性阳离子型壳聚糖絮凝剂去除 Cr(Ⅵ) [J]. 中国环境科学, 2022,42(2):745−52.
Zheng H L, Zhong Z, Zou H, et al. Removal of Cr(VI) by magnetic cationic chitosan flocculant. China Environmental Science, 2022, 42(2):745−752.

[10] Choudhury P, Mondal P, Majumdar S, et al. Preparation of ceramic ultrafiltration membrane using green synthesized CuO nanoparticles for chromium (VI) removal and optimization by response surface methodology [J]. Journal of Cleaner Production, 2018,203:511−20.

[11] Zhou R, Liu F Y, Wei N, et al. Comparison of Cr(VI) removal by direct and pulse current electrocoagulation: Implications for energy consumption optimization, sludge reduction and floc magnetism [J]. Journal of Water Process Engineering, 2020,37:101387.

[12] Lin C, Luo W J, Luo T T, et al. A study on adsorption of Cr (VI) by modified rice straw: Characteristics, performances and mechanism [J]. Journal of Cleaner Production, 2018,196:626−34.

[13] Issa Z M, Salman R H. Chromium ions removal by capacitive deionization process: Optimization of the operating parameters with response surface methodology [J]. Journal of Ecological Engineering, 2023,24(1):51−65.

[14] Gaikwad M S, Balomajumder C, Tiwari A K. Acid treated RHWBAC electrode performance for Cr(VI) removal by capacitive deionization and CFD analysis study [J]. Chemosphere, 2020,254:126781.

[15] 孙学良.膜电容去离子脱盐性能影响因素及优化 [D]. 北京:清华大学, 2017.
SUN X L. Impact factors and optimization of membrane capacitive deionization desalination performance [D]. Beijing: Tsinghua University, 2017.

[16] 任艳娜,聂路洁,王　磊,等.电容去离子技术及其在重金属分离回收中的应用 [J]. 中国环境科学, 2023,43(11):6051−62.
Ren Y N, Nie L J, Wang L, et al. Capacitive deionization technology and its application in heavy metal separation and recovery [J]. China Environmental Science, 2023,43(11):6051−6062.

[17] Singh S, Naik T, Chauhan V, et al. Ecological effects, remediation, distribution, and sensing techniques of chromium [J]. Chemosphere, 2022,307:135804.

[18] Gaikwad M S, Balomajumder C. Simultaneous electrosorptive removal of chromium(VI) and fluoride ions by capacitive deionization (CDI): Multicomponent isotherm modeling and kinetic study [J]. Separation and Purification Technology, 2017,186:272−81.

[19] Liu Y X, Ke X, Wu X Y, et al. Simultaneous removal of trivalent chromium and hexavalent chromium from soil using a modified bipolar membrane electrodialysis system [J]. Environmental Science & Technology, 2020,54(20):13304−13.

[20] Porada S, Zhao R, van der Wal A, et al. Review on the science and technology of water desalination by capacitive deionization [J]. Progress in Materials Science, 2013,58(8):1388−442.

[21] Suss M E, Porada S, Sun X, et al. Water desalination *via* capacitive deionization: what is it and what can we expect from it? [J]. Energy & Environmental Science, 2015,8(8):2296−319.

[22] Yang F, He Y F, Rosentsvit L, et al. Flow−electrode capacitive deionization: A review and new perspectives [J]. Water Research, 2021,200:117222.

[23] Wang L, Zhang C Y, He C, et al. Equivalent film−electrode model for

flow-electrode capacitive deionization: Experimental validation and performance analysis [J]. Water Research, 2020,181:115917.

[24] Zhang X Y, Zhou J, Zhou H J, et al. Enhanced desalination performance by a novel archimedes spiral flow channel for flow-electrode capacitive deionization [J]. Acs Es&T Engineering, 2022,2(7):1250-9.

[25] Dong Y, Xing W L, Luo K Y, et al. Effective and continuous removal of Cr(VI) from brackish wastewater by flow-electrode capacitive deionization (FCDI) [J]. Journal of Cleaner Production, 2021,326: 129417.

[26] Yin H Y, Liu L H, Ma J X, et al. Efficient removal of As(III) from groundwaters through self-alkalization in an asymmetric flow-electrode electrochemical separation system [J]. Water Research, 2023,246:120734.

[27] Zhou R, Li J Y, Dai Y B, et al. Enhanced capacitive deionization for Cr(VI) removal from electroplating wastewater: Efficacy, mechanisms, and high-voltage flow electrodes [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2024,12(4):113178.

[28] Zhang C Y, Ma J X, Wu L, et al. Flow electrode capacitive deionization (FCDI): recent developments, environmental applications, and future perspectives [J]. Environmental Science & Technology, 2021,55(8):4243-67.

[29] Liu F Q, Jiang S T, You S J, et al. Recent advances in electrochemical decontamination of perfluorinated compounds from water: a review [J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2023,17(2):18.

[30] 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):9313-21.

[31] Ma J, Zhai C X, Yu F. Review of flow electrode capacitive deionization technology: Research progress and future challenges [J]. Desalination, 2023,564:116701.

[32] Tan M, Yang S, Song C L, et al. Selective removal of chromium and chloride by flow electrode capacitive deionization (FCDI) with carrier-facilitated ion exchange membrane [J]. Chemical Engineering Journal, 2024, 499:156182.

[33] Zhang X Y, Pang M D, Wei Y A, et al. Three-dimensional titanium mesh-based flow electrode capacitive deionization for salt separation and enrichment in high salinity water [J]. Water Research, 2024,251: 121147.

作者简介：刘翰隆(2003-),男,湖北鄂州人,吉林大学硕士研究生,主要从事电化学对水中污染物去除的研究.158541988@qq.com.