

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2026.05.003

膜电容去离子耦合PMS同步去除盐和四环素

侯书杰¹, 阮家鑫², 贾立飞¹, 孔维静³, 陈思佳¹, 窦科彬¹,
李佩链⁴, 王莹莹⁵, 侯烈峰⁶

(1. 邢台市生态环境监控中心, 河北 邢台 054001; 2. 山东省海洋生态环境监测与应急处
置中心, 山东 烟台 264003; 3. 中国环境科学研究院, 北京 100012; 4. 邢台市威县环境
监控中心, 河北 邢台 054700; 5. 河北省邢台生态环境监测中心, 河北 邢台 054000;
6. 邢台市生态环境科学研究院, 河北 邢台 054001)

摘要: 四环素(TC)作为一种广谱性的抗生素,因其难降解性,对环境具有持久性危害,其去除已成为环境领域的重点问题。同时,TC废水中常伴随大量盐离子的存在,因此将TC与盐同步去除是实现工业水回用的重点。采用球磨活性炭作为膜电容去离子(MCDI)装置的电极材料,并以过一硫酸盐(PMS)作为氧化剂,构建了MCDI耦合PMS系统,在降解TC的过程中实现同步脱盐。该耦合系统连续运行中稳定性良好,PMS经电活化后对TC的去除率可提升22.8%。探究了球磨时间、加电电压和PMS加入时间等因素对去除TC和NaCl的影响。结果表明,当球磨时间为10 h、加电电压为1.2 V、PMS加入时间为0 min时,对NaCl和TC的去除性能最好,盐去除效率和TC去除率分别达到了61.05%和26.61%,脱盐量和TC去除量分别达到了6.38和0.029 $\mu\text{mol}/\text{J}$ 。

关键词: 膜电容去离子; 过一硫酸盐; 球磨活性炭; 脱盐; 四环素

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2026)05-0018-08

Membrane Capacitive Deionization Coupled PMS for Simultaneous Removal of Salt and Tetracycline

HOU Shujie¹, RUAN Jiaxin², JIA Lifei¹, KONG Weijing³, CHEN Sijia¹,
DOU Kebin¹, LI Peilian⁴, WANG Yingying⁵, HOU Liefeng⁶

(1. *Xingtai Ecological Environment Monitoring Center, Xingtai 054001, China*; 2. *Shandong Provincial Marine Ecological Environment Monitoring and Emergency Response Center, Yantai 264003, China*; 3. *Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China*; 4. *Xingtai Weixian Environmental Monitoring Center, Xingtai 054700, China*; 5. *Hebei Xingtai Ecological Environment Monitoring Center, Xingtai 054000, China*; 6. *Xingtai Municipal Ecological Environment Science Research Institute, Xingtai 054001, China*)

Abstract: Tetracycline (TC), as a broad-spectrum antibiotic, poses persistent hazards to the environment due to its poor degradability, and its removal has become a key issue in the environmental field. However, TC wastewater is often accompanied by the presence of a large number of salt ions. Therefore, the simultaneous removal of TC and salts is crucial for maintaining the reuse of industrial

基金项目: 国家重点研发计划项目(2023YFC3207501)

通信作者: 侯烈峰 E-mail: hbj2023622@126.com

water. In this study, ball-milled activated carbon was used as the electrode material for a membrane capacitive deionization (MCDI) device, and peroxymonosulfate (PMS) was used as the oxidant to construct a MCDI coupled with PMS system for the simultaneous desalination during the degradation of TC. The coupled system showed good stability under continuous operation conditions, and the removal rate of TC by electro-activated PMS could be increased by 22.8%. The effects of factors such as ball-milled time, applied voltage, and PMS addition time on the removal performance of TC and NaCl were investigated. The results showed that when the ball-milled time was 10 h, the applied voltage was 1.2 V, and the PMS addition time was 0 min, the removal performance of NaCl and TC was the best, with the salt and TC removal efficiencies reaching 61.05% and 26.61%, respectively, and the desalination amount and TC removal amount reaching 6.38 $\mu\text{mol}/\text{J}$ and 0.029 $\mu\text{mol}/\text{J}$, respectively.

Keywords: membrane capacitive deionization; peroxymonosulfate (PMS); ball-milled activated carbon; salt removal; tetracycline

四环素(TC)是一种广谱性抗生素,若抗生素废水处理不当,进入城市管网后将会对污水处理系统造成严重的危害。由于TC不易被生物降解,会在环境中残留并累积,不仅污染环境,产生的抗性基因还会对生态安全造成潜在威胁^[1]。此外,抗生素废水中常含有大量的盐离子,会干扰TC的去除,因此在去除抗生素时,将盐同步去除是至关重要的。

膜电容去离子(MCDI)作为一种新型的脱盐技术,能够实现离子与抗生素分离的目的^[2]。相比于蒸馏^[3-4]、膜分离法^[5]、吸附法^[6-7]等脱盐技术普遍存在的高能耗、高成本、易结垢堵塞、再生易产生二次污染等缺点,MCDI技术具有低能耗、无二次污染、运行成本低、电极易再生、水回收率较高和易运行操作等优点^[8],在脱盐领域具有很大的应用潜力。但MCDI的这些优势仅体现在纯盐水脱盐中,而实际废水中除了盐离子还同时含有大量的有机污染物,仅采用MCDI无法达到深度处理的效果。高级氧化技术(AOPs)能够高效去除难降解有机污染物^[9-10],将其分解为小分子有机物,并进一步矿化为 H_2O 和 CO_2 ^[11]。其中,过一硫酸盐(PMS)氧化技术具有稳定性高、受pH影响小等优点而被广泛应用^[12]。因此,可以将MCDI与PMS氧化相耦合,充分利用MCDI脱盐和PMS高效氧化的优势,实现对含盐有机废水的低能高效处理。MCDI采用的电极材料多为传统的碳材料,它不仅可以在电场作用下形成双电层电容吸附盐离子,还可以吸附有机污染物,并且PMS也可在电场力下迁移至电极上被碳电极活化从而提高氧化效果。

电极材料的物理特性是影响MCDI脱盐性能的关键因素之一。在对电极材料的改性研究中,球磨作为一种简单、绿色、经济的改性方式具有工程化应用的潜力。有研究者发现,球磨可以改变活性炭的物理和电化学特性,例如比表面积、孔径孔容分布、含氧官能团、欧姆特性和比电容等^[13-14]。Shen等研究表明,采用球磨后的活性炭可使MCDI的脱盐速率提升17%,单位能量脱盐量提升53%^[15]。并且碳材料对PMS的活化也具有重要作用,如增加含氧官能团有助于PMS活化和活性氧化物质的产生,可强化对难降解有机污染物的去除^[16]。

由于盐离子和TC在电场作用下的迁移特性存在差异,因此将MCDI与PMS耦合,不仅可以降低脱盐与高级氧化两个过程的相互影响,而且PMS可同时被电场和电极材料活化,产生更多的活性氧化物质,大大提高TC去除性能。同时,将活性炭经过球磨改性后作为电极材料,对球磨时间、加电电压、PMS加入时间等运行参数进行了优化,以期对含盐抗生素废水处理提供基础数据与技术支持。

1 材料与amp;方法

1.1 实验试剂与amp;仪器

YEC-200D 超级电容活性炭(AC)购自福州益环碳素有限公司;炭黑(CB)购自阿法埃莎(中国)化学有限公司;聚四氟乙烯(PTFE)为60%分散液,购自东莞市展阳高分子材料有限公司;四环素购自上海阿拉丁生化科技股份有限公司;无水乙醇和NaCl购自天津永大化学试剂有限公司。所用试剂均为分析纯,且未经二次处理。

1.2 活性炭球磨改性

采用德国莱驰 PM100 行星式球磨机以湿式球磨法对活性炭进行改性:将 10 g 活性炭、50 mL 去离子水和 180 g 锆球放入容量为 200 mL 的氧化锆罐中,以 350 r/min 的转速进行研磨;分别对研磨时间为 0、5、10、15 h 的混合浆液进行真空抽滤后,将 AC 置于真空冷冻干燥机,在 $-72\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下冷冻干燥 48 h,得到不同球磨时间的球磨活性炭(BAC),分别命名为 BAC-0、BAC-5、BAC-10 和 BAC-15。

1.3 MCDI 电极制备

MCDI 电极由球磨后的 AC 按 AC:CB:PTFE=8:1:1 均匀混合制备而成^[17-18]。具体操作步骤如下:分别在 25 mL 烧杯中加入 0.288 g 球磨活性炭、0.036 g CB 和 0.036 mL PTFE,以及适量无水乙醇,用玻璃棒混合搅拌,待混合物呈橡皮泥状时将其均匀涂抹在 4.5 cm×5.0 cm 的钛网上,一段时间后(待乙醇挥发后)将其放入 ZP17A 压片机上并用 0.1 MPa 的压力压平,最后放入 50 °C 的恒温干燥箱中烘烤 5 min,所得即为球磨后的 MCDI 电极。

1.4 MCDI 装置

MCDI 装置如图 1 所示。它由一对塑料板、一对导电钛片、一对电极片(尺寸为 45 mm×50 mm)、一个阴离子交换膜(AEM)、一个阳离子交换膜(CEM)和一个脱盐腔室(尺寸为 45 mm×50 mm×0.5 mm)组成。脱盐腔室采用厚度为 0.5 mm 的 100 目尼龙片作为填充材料,其目的是使盐水溶液在腔室中分布更均匀。电极片与离子交换膜之间的有效接触面积为 22.5 cm²。塑料板、导电钛片和脱盐腔室之间都用硅胶垫片分隔,起密封作用。

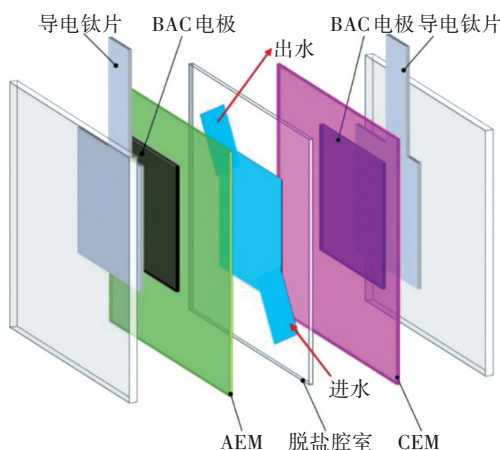


图1 MCDI 装置结构

Fig.1 MCDI device structure

1.5 实验方法

实验系统如图 2 所示,待处理溶液采用序批式循环流入装置。具体操作如下:溶液(NaCl 浓度为 0.25 g/L, TC 浓度为 20 mg/L, 体积为 50 mL)通过蠕动泵以 3.5 mL/min 泵入 MCDI 装置。电导率仪探头置于烧杯中,用于实时监测溶液的电导率变化。MCDI 装置加电是通过 DH7000C 电化学工作站的正负极分别连接在导电钛片上实现的,电压为 1.2 V,加电时间为 30 min。在加电 0、5、10、15、20、30 min 时分别取 1 mL 处理溶液于离心管中,并加入 4 mL 适量浓度的 Na₂SO₃ 溶液,其目的是防止 PMS 产生的·SO₄⁻继续与溶液中的 TC 发生反应。电极解吸过程在加电 30 min 后,通过反接电极的方法来实现,加电时间为 30 min,加电电压为 -1.2 V。为了消除实验误差并保证数据真实可靠,每组实验都至少重复 3 次。

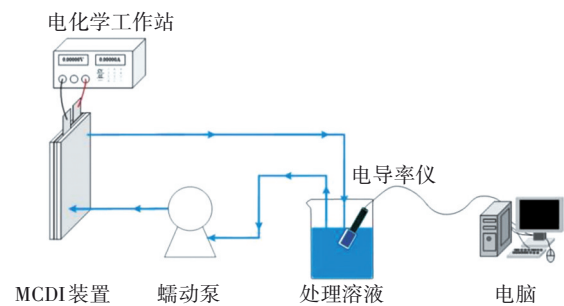


图2 MCDI 系统示意

Fig.2 Schematic diagram of MCDI system

1.6 相关计算公式

低浓度下 NaCl 溶液的电导率与其浓度成正比。然而在 NaCl 溶液中加入 TC 后,溶液的电导率会有所上升,由于所加 TC 量非常少,其电导率变化也非常小。因此,可以忽略 TC 对溶液电导率的影响,直接通过电导率来反映 NaCl 溶液浓度,而 TC 浓度则通过紫外分光光度计绘制 TC 溶液标准曲线获得。最后通过盐去除效率(SRE)、单位能量除盐量(ENRS)、四环素去除率(TRE)、单位能量去除四环素量(ENRT)等指标来评估 MCDI 对 NaCl 和 TC 的去除性能。计算公式如下:

$$\eta_1 = \frac{\Delta\delta}{\delta_0} \times 100\% \quad (1)$$

$$\beta_1 = \frac{\Delta\delta \times V \times 10^6}{M_{\text{NaCl}} \times 2000 \times U \times \int I dt} \quad (2)$$

$$\eta_2 = \frac{\Delta C}{C_0} \times 100\% \quad (3)$$

$$\beta_2 = \frac{\Delta C \times V \times 10^6}{M_{TC} \times U \times \int Idt} \quad (4)$$

式中: η_1 为SRE,%; $\Delta\delta$ 为初始与结束时的电导率差, $\mu\text{S}/\text{cm}$; δ_0 为初始电导率, $\mu\text{S}/\text{cm}$; β_1 为ENRS, $\mu\text{mol}/\text{J}$; V 为脱盐溶液体积,mL; M_{NaCl} 为NaCl的摩尔质量,58.5 g/mol; U 为外加电压,V; I 为电流,A; η_2 为TRE,%; ΔC 为TC浓度差,mg/L; C_0 为TC初始浓度,mg/L; β_2 为ENRT, $\mu\text{mol}/\text{J}$; M_{TC} 为TC的摩尔质量,444.4 g/mol。

1.7 TC溶液标准曲线的绘制

NaCl浓度对溶液吸光度的影响几乎可以忽略不计,所以TC浓度可通过紫外分光光度计,根据朗伯比尔定律(TC溶液的吸光度 A 与溶液浓度成正比)测定。图3为不同浓度的四环素溶液在不同波长时的吸光度。可见,溶液在多个波长处均有特征吸收,选择特征吸收最为明显的峰对应的波长(即最大吸收峰值275 nm)对TC进行测定,后续吸光度的测量均在该波长下进行。

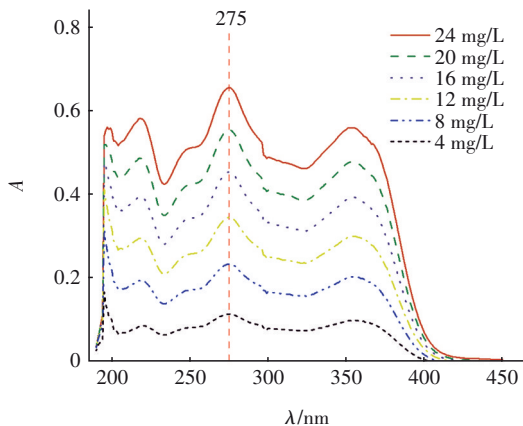


图3 TC吸光度与浓度的关系

Fig.3 Relationship between TC absorbance and concentration

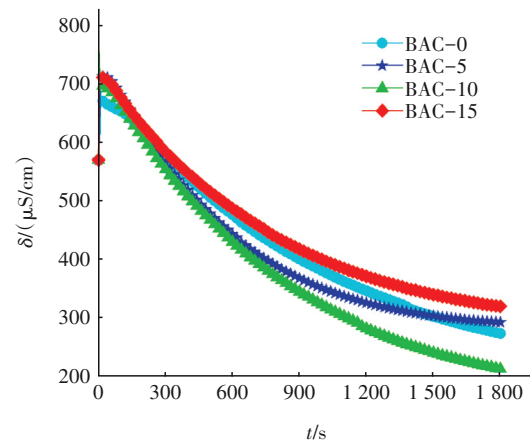
在275 nm波长下,测定四环素浓度分别为4、8、12、16、20、24 mg/L时的吸光度,然后根据朗伯比尔定律进行线性拟合,发现两者线性关系良好: $y=0.0274x+0.0073$, $R^2=0.999$ 。最后通过测定溶液的吸光度,再对照溶液吸光度标准曲线来推算溶液的TC浓度。

2 结果与讨论

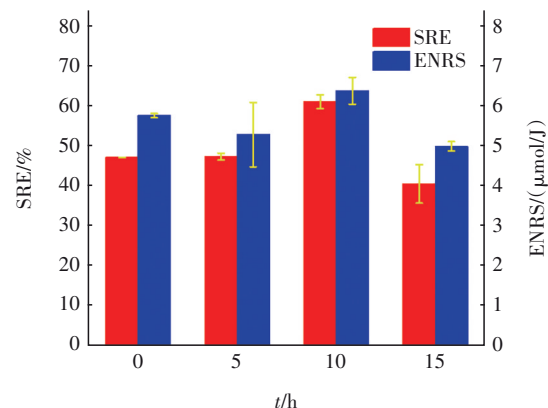
2.1 不同球磨时间活性炭去除NaCl和TC的性能

当以不同球磨时间的活性炭作为电极材料时,出水电导率随时间的变化以及对NaCl的去除性能

见图4。可见,BAC-10的电导率下降最快,BAC-15的下降最慢;SRE和ENRS在使用BAC-10时最高、BAC-15时最低。活性炭经球磨10 h后,其SRE从47.14%增长到61.05%,继续球磨5 h,SRE下降到40.54%,反而低于球磨前。对于ENRS,活性炭球磨5 h后从5.76 $\mu\text{mol}/\text{J}$ 降低到了5.29 $\mu\text{mol}/\text{J}$,到10 h时又升高至6.38 $\mu\text{mol}/\text{J}$,继续球磨到15 h,ENRS又下降到了4.99 $\mu\text{mol}/\text{J}$ 。这表明BAC-10电极的吸附性能和能耗性能都是最优的。这说明适度球磨可以使活性炭颗粒细化,孔径变小,比表面积增加,改善活性炭的物化性质,从而增加对离子的吸附性能,同时还能降低装置的能耗。但过度球磨会使活性炭结构塌陷,活性炭颗粒及孔径过小,形成的双电层电容下降,离子吸附位点减少,吸附性能下降^[14]。



a. 出水电导率



b. SRE和ENRS

图4 球磨时间对去除NaCl性能的影响

Fig.4 Influence of ball-milled times on removal performance of NaCl

图5所示为不同球磨时间下溶液TC浓度随时

间的变化。可以看出,不同球磨时间的TC浓度下降速度趋势与电导率的基本一致,都是BAC-10下降最快,BAC-15下降最慢。这可能是由于球磨后活性炭吸附性能的增加,加快了离子的迁移速率,改善了装置的导电性,PMS迁移到电极上的量增加,被活化后的PMS将产生更多的活性氧化物质($\cdot\text{SO}_4^-$ 、 $\cdot\text{OH}$ 、 O_2^- 、 O_2^{\cdot})^[15-16],而过度球磨后的电极材料导电性变差,出水TC浓度下降变慢。TRE和ENRT也是在BAC-10时最高、BAC-15时最低。TRE越高,TC去除性能越好。活性炭经球磨5 h后,其TRE从25.19%减少到22.91%,球磨10 h时则增长到26.61%,球磨15 h时又下降到20.43%。ENRT值越高,表明去除TC时越节能。活性炭球磨5 h后,ENRT从0.032 $\mu\text{mol}/\text{J}$ 降低到0.026 $\mu\text{mol}/\text{J}$,到10 h时又升高至0.029 $\mu\text{mol}/\text{J}$,继续球磨到15 h则又降低至0.026 $\mu\text{mol}/\text{J}$ 。由此可见,BAC-10电极的TC去除效率和单位能量去除量都是最优的。其原因可能是球磨可以改善活性炭的导电性能,使得迁移至电极的PMS量增加,被电极活化后将产生更多的活性氧化物质,从而提高了TC的去除性能和能耗性能。并且,球磨会增加电极上官能团的种类和数量,这些都有利于PMS的活化和TC的去除^[14,17]。而过度球磨会破坏活性炭结构和官能团,使其导电性和对PMS的活化效果变差,进而影响TC的去除。

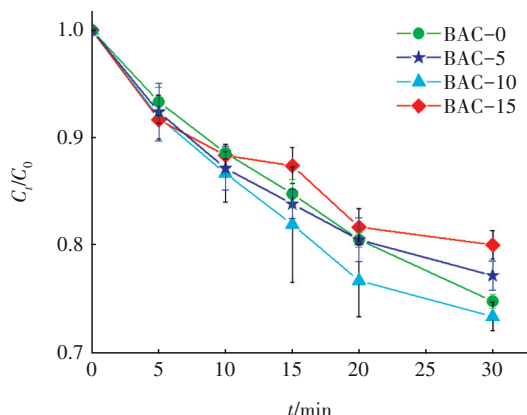


图5 球磨时间对去除TC性能的影响

Fig.5 Influence of ball-milled times on TC removal performance

2.2 系统循环脱盐性能的稳定性

在耦合系统中,不同球磨时间的活性炭连续进行3次充放电循环,出水电导率的变化如图6所示。在3次吸附和解吸过程中,溶液电导率呈现出相同

的变化趋势,第2、3次吸附和解吸所能达到的最低和最高电导率都非常接近,这说明球磨活性炭的再生性能良好,能够实现循环脱盐的目的。

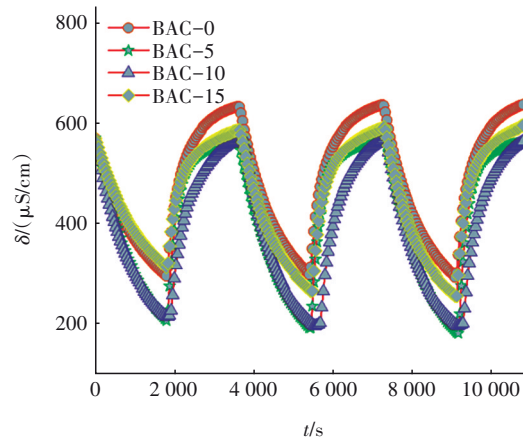


图6 多次吸附、解吸过程中出水电导率的变化

Fig.6 Conductivity of effluent under continuous desalination

由图6可知,球磨活性炭BAC-10的电导率下降最快,这说明BAC-10具有最佳的脱盐性能。这可能是因为球磨过程中,浸润和摩擦作用会使活性炭颗粒细化,改变了活性炭表面的孔隙结构,增加了比表面积,并且还会增加其亲水性,从而改善活性炭的吸附性能^[13]。随着球磨时间的增加,活性炭的孔径会逐渐减小,而比表面积和离子吸附位点增加,这直接导致活性炭吸附了更多的离子,从而使其电导率下降更快。但当球磨时间过长会导致活性炭结构塌陷,减少吸附位点,进而影响其吸附性能^[14],这可能是BAC-10的电导率下降高于BAC-15的原因。

2.3 MCDI耦合PMS系统对TC的去除性能

PMS在有电场作用下对TC的去除性能见图7。在无电场时,TC去除率仅为20%左右,说明无电场作用下,PMS本身能够产生的 $\cdot\text{SO}_4^-$ 有限,直接去除TC的效果较差。在电场作用下,出水TC浓度下降更快,去除率可达43%左右,说明电场对于TC的去除具有重要作用^[19]。其原因可能包括以下三个:①PMS可直接被电场活化,分解后产生更多的活性氧化物质,但此活化过程有限;②PMS在电场作用下会迁移到电极上,并被电极活化,尤其是经球磨后含有丰富官能团的碳电极是活化PMS的经典材料之一;③进水中存在大量的盐离子,尤其是氯离子可被活性物质氧化,因此对活性氧化物质的消耗

具有重要影响,而耦合系统在加电条件下,溶液中的离子会在电场力驱动下吸附到电极上,降低溶液中的盐离子浓度,减弱抑制作用,提高活性氧化物质的利用效率,进而提升TC去除效果。

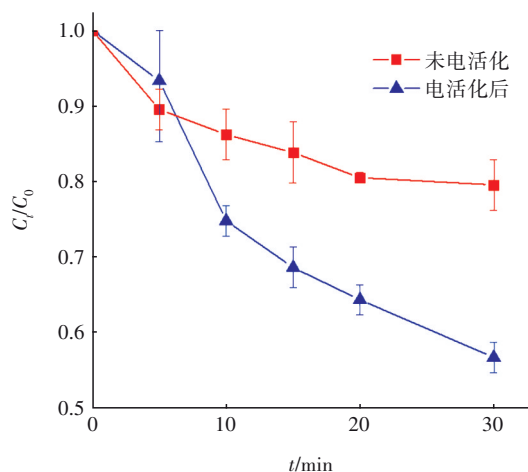


图7 施加电场对出水四环素浓度的影响

Fig.7 Effect of electric field on concentration of tetracycline in effluent

2.4 电压对去除NaCl和TC的影响

加电电压大小也是影响耦合系统对盐和四环素去除性能的一个关键因素。采用BAC-10电极考察了电压对去除NaCl和TC的影响。结果表明,随着电压的升高,电导率下降加快,这是因为电压升高后,离子迁移驱动力增强,使得离子更快地被吸附在电极表面。随着电压的升高,SRE增加,当电压为0.8、1.0、1.2 V时,SRE分别为31.12%、45.24%、61.05%;而ENRS与其正好相反,随着电压的升高而降低,当电压为0.8、1.0、1.2 V时ENRS分别为7.24、6.40、6.38 $\mu\text{mol}/\text{J}$ 。这说明电压的升高使装置脱盐量增加,但也会增加运行能耗。可能的原因是,电压升高会增加双电层的厚度,使参与吸附离子位点增加,但提高的脱盐量与增加的能耗不成比例,因此在0.8~1.2 V电压范围内,ENRS呈现下降的趋势^[20]。

不同电压下TC浓度的下降趋势与电导率的一致,都是1.2 V下降最快、0.8 V最慢(见图8)。这可能是因为随电压的升高,PMS迁移至电极的量增加,使得PMS被活化产生了更多的 $\cdot\text{SO}_4^-$ 。与此同时,TRE和ENRT的变化趋势分别与SRE和ENRS相近:当电压从0.8 V升高到1.0、1.2 V时,其TRE从18.54%分别增加到23.29%和26.61%,ENRT从

0.045 $\mu\text{mol}/\text{J}$ 分别减少到0.035和0.029 $\mu\text{mol}/\text{J}$ 。这说明电压的升高,增强了PMS的电活化,从而提升了TC的去除性能^[21]。

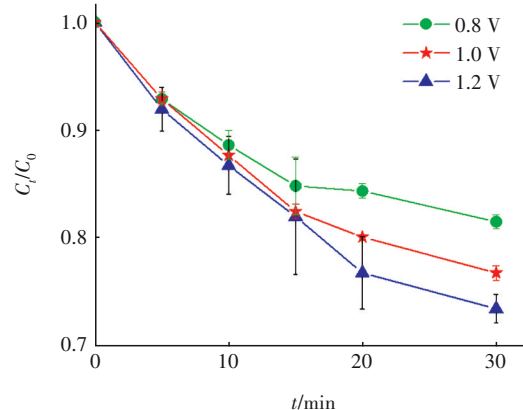


图8 电压对去除TC的影响

Fig.8 Performance of TC removal at different voltages

2.5 PMS加入时间对去除NaCl和TC的影响

在TC去除过程中,PMS是主要氧化剂,但盐离子的存在会削弱其氧化作用,先对装置加电后将盐离子去除,再加入PMS可能会提高对TC的去除效果,并且PMS的加入时间不仅会影响PMS在电场中的作用时间,还会影响与TC的接触氧化时间,对系统除盐和TC的去除均有一定影响。如图9所示,在10 min时加入PMS后,溶液电导率会有一个明显的上升,这是因为PMS溶于水后以离子形式存在,增加了溶液的含盐量。当PMS加入时间从0推迟到10 min时,SRE从47.16%减少到了44.77%,ENRS从5.76 $\mu\text{mol}/\text{J}$ 降低到5.25 $\mu\text{mol}/\text{J}$ 。PMS在0时加入的溶液电导率下降率优于在10 min加入的,可能是因为在加入PMS提高了进水的导电性,促进了离子的转移,降低了系统能耗。且PMS加入得越早,在电场中的作用时间越长,迁移到电极上的量越多,表现为电导率下降越多。因此,PMS尽早加入能够提高离子转移速率,同时也会节省一部分能耗。

在初始加入PMS的出水TC浓度低于在10 min时加入PMS的,反应30 min后的TRE和ENRT分别为25.19%和0.0324 $\mu\text{mol}/\text{J}$,两者分别降低了13.21%和16.72%,这说明先加入PMS的TC去除性能更好。造成这一结果的原因可能是,在PMS加入时间为10 min时,10 min之前加电并没有活化PMS,TC的去除可能包括:电场驱动的TC迁移;在阳极失电子直接氧化;阴极还原 O_2 产生的 H_2O_2 等氧化剂的

作用,但与 PMS 相比,其对 TC 去除率的占比很低,并且副反应的发生也会在一定程度上降低脱盐效果^[22]。另外,PMS 加入得晚时与 TC 的接触时间短,因此系统对 TC 的去除性能变差。

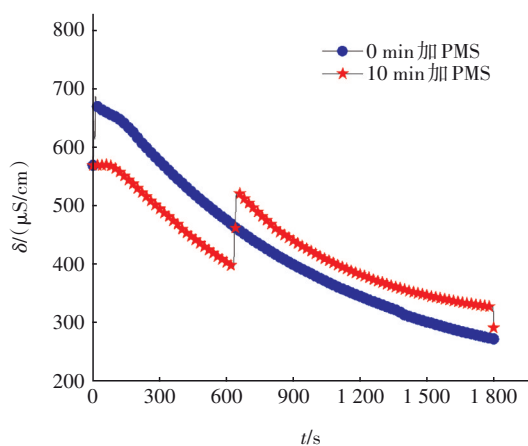


图 9 PMS 加入时间对出水电导率的影响

Fig.9 Effect of PMS addition time on effluent conductivity

3 结论

构建了 MCDI 耦合 PMS 高级氧化技术并用于含盐四环素废水的处理,同时利用球磨活性炭电极强化系统的处理效果。耦合系统对盐和四环素均具有良好的去除性能,最佳电极为 BAC-10;在加电条件下对 TC 的去除率更高,最佳电压为 1.2 V;在初始加入 PMS 时,系统的 SRE 和 TRE 分别可以达到 61.05% 和 26.61%,能耗性能也最好,其 ENRS 和 ENRT 分别为 6.38 和 0.029 $\mu\text{mol}/\text{J}$,并且系统具有良好的循环稳定性。

参考文献:

- [1] 阳春,陈晓虹,王瀚,等. 双金属掺杂 UiO-66 及其对四环素的吸附特性[J]. 中国给水排水, 2023, 39(21): 78-85.
YANG C, CHEN X H, WANG H, et al. Bimetal doping of UiO-66 and its characteristics for tetracycline adsorption [J]. China Water & Wastewater, 2023, 39(21): 78-85 (in Chinese).
- [2] MCNAIR R, SZEKELY G, DRYFE R. Sustainable processing of electrodes for membrane capacitive deionization (MCDI)[J]. Journal of Cleaner Production, 2022, 342(10): 130922.
- [3] SHIN J A, LEE K T. Migration degree of selected mycotoxins in the distillation process and their determination in distilled spirits from pilot-scale continuous distillation[J]. Foods, 2023, 12: 4189.
- [4] TIAN S C, LI X, REN J W, et al. Emerging heat-localized solar distillation systems: solar interfacial distillation VS photothermal membrane distillation [J]. Desalination, 2024, 572: 117147.
- [5] DASTGHEIB S A, SALIH H H. Treatment of highly saline brines by supercritical precipitation followed by supercritical membrane separation [J]. Industrial & Engineering Chemistry Research, 2019, 58(8): 3370-3376.
- [6] 卜岩斌,康松,李颖. 吸附法去除废水中染料罗丹明 B 的研究[J]. 供水技术, 2023, 17(3): 46-51.
BU Y B, KANG S, LI L Y. Research on the removal of rhodamine B dye from wastewater by adsorption method [J]. Water Supply Technology, 2023, 17(3): 46-51 (in Chinese).
- [7] 卞维柏,潘建明. 电吸附技术及吸附电极材料研究进展[J]. 化工学报, 2021, 72(1): 304-319.
BIAN W B, PAN J M. Research progress on electro-sorption technology and fabrication of adsorptive electrode materials [J]. CIESC Journal, 2021, 72(1): 304-319 (in Chinese).
- [8] LANDON J, GAO X, OMOSEBI A, et al. Progress and outlook for capacitive deionization technology[J]. Current Opinion in Chemical Engineering, 2019, 25: 1-8.
- [9] 权晓慧,苏冰琴,王健,等. 高级氧化技术处理焦化废水的研究进展[J]. 中国给水排水, 2024, 40(12): 41-48.
QUAN X H, SU B Q, WANG J, et al. A review: treatment of coking wastewater by advanced oxidation processes [J]. China Water & Wastewater, 2024, 40(12): 41-48 (in Chinese).
- [10] 韩梦瑶. 三聚氰胺海绵基铁系催化剂活化 PMS 体系-生物反应器降解四环素的研究[D]. 武汉:武汉纺织大学, 2022.
HAN M Y. Melamine Sponge-based Iron Catalyst Activation for PMS System-Bioreactor Degradation of Tetracycline [D]. Wuhan: Wuhan Textile University 2022 (in Chinese).
- [11] 张欣悦. Fe 基氧化物/PMS 体系催化降解抗生素和染料的性能研究[D]. 重庆:重庆三峡学院, 2022.
ZHANG X Y. Research on Catalytic Degradation Performance of Antibiotics and Dyes by Fe-based Oxide/PMS System [D]. Chongqing: Chongqing Three Gorges University, 2022 (in Chinese).
- [12] 凌良雄,陆建,周易,等. 铁基材料活化过硫酸盐降

- 解水中抗生素的研究进展[J]. 环境科学研究, 2022, 35(1): 290-298.
- LING L X, LU J, ZHOU Y, et al. Persulfate activated by iron-based materials for degradation of antibiotics in water: a review [J]. Research of Environmental Sciences, 2022, 35(1): 290-298 (in Chinese).
- [13] SOARES O S, ROCHA R P, GONÇALVES A G, et al. Highly active N-doped carbon nanotubes prepared by an easy ball milling method for advanced oxidation processes [J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2016, 192: 296-303.
- [14] MA J J, SHEN G, ZHANG R N, et al. Small particle size activated carbon enhanced flow electrode capacitive deionization desalination performances by reducing the interfacial concentration difference [J]. Electrochimica Acta, 2022, 431: 140971.
- [15] SHEN G, MA J J, NIU J R, et al. Mechanism of ball milled activated carbon in improving the desalination performance of flow- and fixed-electrode in capacitive deionization desalination [J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2023, 17(5): 64.
- [16] YU M H, YANG C X, CHEN M, et al. Multi-chamber membrane capacitive deionization coupled with peroxydisulfate to achieve simultaneous removal of tetracycline and peroxydisulfate reaction byproducts [J]. Journal of Hazardous Materials, 2024, 476: 135036.
- [17] YE X C, CHEN D Z, ZHANG Q Z, et al. Enhanced and synergistic catalytic activation through spinel-carbon built-in electric field: a novel pathway for generating $^1\text{O}_2$ [J]. Chemical Engineering Journal, 2025, 504: 158906.
- [18] ZENG H P, XU J X, LI J X, et al. Activation of peroxydisulfate by sludge-derived magnetic biochar for pollutant removal: performance, applicability, and synergetic mechanism of iron species and carboxylated biochar [J]. Chemical Engineering Journal, 2024, 485: 149744.
- [19] 李妍, 吴奇, 范文雯. 钴活化过一硫酸盐降解水中有机污染物的研究进展 [J]. 化工环保, 2021, 41(4): 427-433.
- LI Y, WU Q, FAN W W. Research progresses of cobalt activated peroxydisulfate for degradation of organic pollutant in water [J]. Environmental Protection of Chemical Industry, 2021, 41(4): 427-433 (in Chinese).
- [20] 刘锐, 张琪琪, 姚寿广, 等. 操作参数对 CDI/MCDI 脱盐性能的影响及对比分析 [J]. 水处理技术, 2023, 49(2): 75-80.
- LIU R, ZHANG Q Q, YAO S G, et al. Influence of operating parameters on the desalination performance of CDI/MCDI and comparative analysis [J]. Technology of Water Treatment, 2023, 49(2): 75-80 (in Chinese).
- [21] 宋浩然. 电活化过硫酸盐降解典型有机污染物效能与作用机制 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2019.
- SONG H R. Efficiency and Mechanism of Electrochemical Activation of Persulfate for Degradation of Typical Organic Contaminants [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2019 (in Chinese).
- [22] LIANG M X, REN Y F, CUI J, et al. Order-in-disordered ultrathin carbon nanostructure with nitrogen-rich defects bridged by pseudographitic domains for high-performance ion capture [J]. Nature Communications, 2024, 15: 6437.

作者简介:侯书杰(1987—),女,河北邢台人,本科,工程师,主要从事环境污染防控研究。

E-mail: 1056638326@qq.com

收稿日期:2025-07-17

修回日期:2025-08-13

(编辑:李德强)