



电絮凝活化过单硫酸盐降解磺胺甲噁唑

刘晓艳¹, 詹 煊¹, 叶中伟², 谢世伟¹, 王松林³

(1. 武汉科技大学城市建设学院, 湖北武汉 430065;

2. 武汉市致远市政建设有限公司, 湖北武汉 430050;

3. 华中科技大学环境科学与工程学院, 湖北武汉 430074)

[摘要] 采用电絮凝(EC)/过单硫酸盐(PMS)体系降解磺胺甲噁唑(SMX), 考察了电流、PMS 和 SMX 浓度及反应初始 pH 对 SMX 降解的影响, 比较了不同电流条件下的电化学能耗, 并基于猝灭实验, 分析了反应过程中存在的活性物种。结果表明: 在 SMX 质量浓度为 1 mg/L、初始 pH=7、PMS 浓度为 20 $\mu\text{mol/L}$ 、电流为 10 mA 的条件下, 6 min 内 EC/PMS 体系对 SMX 降解率可达 97.8%, 较同等条件下单一 Fe^{2+} 体系、电絮凝体系和 Fe^{2+} 活化 PMS 体系的 SMX 的降解率有大幅提高; 在一定范围内随着电流和 PMS 浓度增大, SMX 降解率增大, 但是电流超过 40 mA 或 PMS 浓度超过 20 $\mu\text{mol/L}$ 均会抑制 SMX 的降解; 在降解率基本持平时, 10 mA 电流条件下电解 6 min, 电化学能耗为 $9.65 \times 10^{-4} \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{m}^3$, 远小于 40 mA 电流条件下电解 2 min 的能耗 ($3.74 \times 10^{-3} \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{m}^3$); EC/PMS 体系对 pH 有较好的适应性, 当初始 pH 为 3~9 时, SMX 均能被有效降解; SMX 初始浓度的增加会降低 SMX 降解率, 但 SMX 降解总量会增加; 自由基猝灭实验表明, 活化过程中的主要活性物种为硫酸根自由基和羟基自由基, 且硫酸根自由基所占比例较大。

[关键词] 电絮凝; 活化; 过硫酸盐; 磺胺甲噁唑

[中图分类号] X703.1; X52; O69 **[文献标识码]** A **[文章编号]** 1005-829X(2022)07-0080-07

Degradation of sulfamethoxazole by electroflocculation activated permonosulfate

LIU Xiaoyan¹, ZHAN Huan¹, YE Zhongwei², XIE Shiwei¹, WANG Songlin³

(1. School of Urban Construction, Wuhan University of Science and Technology, Wuhan 430065, China;

2. Wuhan Zhiyuan Municipal Construction Co., Ltd., Wuhan 430050, China; 3. School of Environmental

Science and Engineering, Huazhong University of Science and Technology, Wuhan 430074, China)

Abstract: The electroflocculation (EC)/permonosulfate (PMS) system was used to degrade sulfamethoxazole (SMX). The effects of current, PMS and SMX concentrations and initial pH on the degradation of SMX were investigated. The electrochemical energy consumption was compared under different current conditions, and the active species present in the reaction process were analyzed based on the quenching experiment. The results showed that the degradation rate of SMX could reach 97.8% within 6 min by EC/PMS system under the conditions of the initial SMX mass concentrations of 1 mg/L, the initial pH=7, the PMS dosage of 20 $\mu\text{mol/L}$, and the current of 10 mA. Compared with the single Fe^{2+} system, electroflocculation system and PMS/ Fe^{2+} system under the same conditions, the EC/PMS system had a higher degradation rate of SMX. The degradation rate of SMX increased with the increased of current and PMS concentration within a certain range, but the degradation of SMX was inhibited by the current exceeding 40 mA or the PMS concentration exceeding 20 $\mu\text{mol/L}$. When the degradation rate was basically the same, under the condition of 10 mA current for 6 min, the electrochemical energy consumption was $9.65 \times 10^{-4} \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{m}^3$, which was much less than the energy consumption ($3.74 \times 10^{-3} \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{m}^3$) of 2 min at 40 mA current. EC/PMS system had bet-

[基金项目] 国家自然科学基金资助项目(51808415)

ter adaptability to pH, when the initial pH was 3–9, SMX could be effectively degraded. An increase in the initial concentration of SMX decreased the rate of SMX degradation, but the total amount of SMX degradation increased. The free radical quenching experiments showed that the main active species in the activation process were sulfate radicals and hydroxyl radicals, and sulfate radicals accounted for a large proportion.

Key words: electroflocculation; activation; persulfate; sulfamethoxazole

磺胺甲噁唑(SMX)是一种具有广谱抗菌性的磺胺类药物,临床用于治疗急性支气管炎、扁桃体炎等疾病^[1]。目前水体环境中检测出的SMX质量浓度在 $\text{ng/L} \sim \mu\text{g/L}$ ^[2],若微生物长期生存于含抗生素的水环境中,其生态结构会遭到破坏^[3],产生耐药性,且SMX作为难降解药物,还易在动植物体内累积,通过食物链危害人体健康^[4]。

近年来,基于硫酸根自由基($\text{SO}_4^{\cdot-}$)的过硫酸盐高级氧化技术^[5-6]已经在水环境污染治理领域得到广泛的应用,与传统Fenton氧化的主导活性物质羟基自由基($\cdot\text{OH}$, $E^0=1.8 \sim 2.7 \text{ V}$)相比, $\text{SO}_4^{\cdot-}$ ($E^0=2.5 \sim 3.1 \text{ V}$)有更强的氧化性^[7-8],且其半衰期($30 \sim 40 \mu\text{s}$)远大于 $\cdot\text{OH}$ 的半衰期($10^{-3} \mu\text{s}$),有较好稳定性^[9]。除此之外, $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 还可以在较宽的pH范围(2~8)下应用,而以 $\cdot\text{OH}$ 为基础的高级氧化的最佳pH范围为2~5^[10-11], $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 对pH的适应性更广泛。

本研究以SMX为目标污染物,在电絮凝(EC)/过单硫酸盐(PMS)体系中考察了电流、PMS浓度、初始pH、SMX初始质量浓度等因素对SMX降解过程的影响,并基于猝灭实验对体系中产生的自由基的分析,对电絮凝活化过硫酸盐机理进行了探究,以期电絮凝活化PMS技术的应用和推广提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验材料

磺胺甲噁唑($\text{C}_{10}\text{H}_{11}\text{N}_3\text{O}_3\text{S}$, 质量分数 $\geq 98\%$)与过硫酸氢钾(PMS),均为分析纯,购于Aladdin公司;氢氧化钠、硫酸、甲酸、叔丁醇,均为分析纯,购于国药集团化学试剂有限公司;甲醇, HPLC级, 购于美国Fisher公司;电极材质为纯铁片(铁质量分数 $> 99.5\%$),尺寸为 $8 \text{ cm} \times 1.5 \text{ cm}$;实验用水均为电阻率 $18.25 \text{ M}\Omega \cdot \text{cm}$ 的超纯水。

1.2 实验仪器

高效液相色谱仪(FL2200, 浙江福立分析仪器股份有限公司), 配套C18色谱柱($4.6 \text{ mm} \times 250 \text{ mm} \times 5 \mu\text{m}$, 岛津技迺商贸有限公司);多功能水质分析仪(XLD-Multi-350i, 德国WTW集团);超纯水机(ZWM, 湖南中沃水务环保科技有限公司);电子天平(AL204, 瑞士Mettler Toledo集团);直流电源(GPS-2303C, 台湾固纬电子有限公司);电流表(F15B+, 美国Fluke公司);超声波清洁仪器(PS-30AD, 深圳市洁康洗净电器有限公司)。

1.3 实验方法

实验装置如图1所示,采用550 mL的圆柱形玻璃反应器进行实验,内装有500 mL电解液,置有2片纯铁电极($8 \text{ cm} \times 1.5 \text{ cm}$),极板间距为2 cm。选择 10 mmol/L Na_2SO_4 溶液为电解液,电解过程中采用磁力搅拌器使溶液保持完全混合;稳压直流电源供电,采用电流表对电流进行监测。

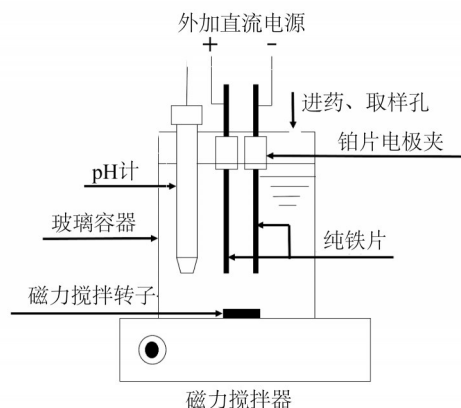


图1 实验装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of the experimental device

具体实验步骤如下:将500 mL超纯水置于550 mL的玻璃容器中,加入一定量SMX和 Na_2SO_4 ,通过 0.1 mol/L 的 H_2SO_4 和 0.1 mol/L 的 NaOH 调节初始pH至一定值,加入PMS并通电后开始计时。分别

在0、0.5、1、2、4、6、8 min取样,并将样品用0.22 μm 滤膜过滤,取1 mL过滤液,加入过量的甲醇猝灭,分析其中SMX的浓度。所有实验至少重复2次及以上。实验中所配SMX反应液初始pH为7。下文若未特殊说明,反应基本条件均控制为:SMX初始质量浓度为1 mg/L,初始pH为7,电解质 Na_2SO_4 浓度为10 mmol/L,电流为10 mA,极板间距为2 cm。

1.4 分析方法

SMX质量浓度采用高效液相色谱(FL2200)测定。色谱柱条件:柱温20 $^{\circ}\text{C}$,流动相采用体积比为35:65的甲醇和0.1%甲酸溶液,流速为1 mL/min,进样量为20 μL ,检测波长270 nm。

2 结果与讨论

2.1 不同反应体系对SMX的降解效率

考察单独EC、单独投加 Fe^{2+} (37 $\mu\text{mol/L}$)、单独投加PMS(20 $\mu\text{mol/L}$)、PMS(20 $\mu\text{mol/L}$)/ Fe^{2+} (37 $\mu\text{mol/L}$)和EC/PMS(20 $\mu\text{mol/L}$)共计5种不同体系降解SMX的效率,实验结果见图2。

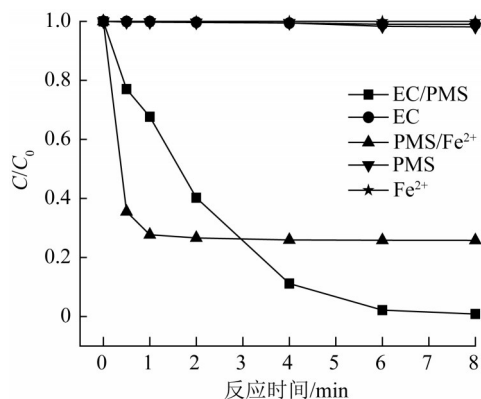
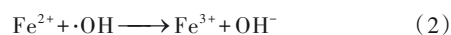
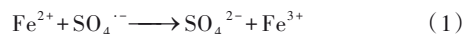


图2 不同体系下SMX的降解效率

Fig. 2 Degradation efficiency of SMX in different systems

由图2可以看出,6 min内EC、 Fe^{2+} 、PMS体系对SMX的降解极少,说明这3种体系基本上对SMX不降解。PMS/ Fe^{2+} 体系在1 min内对SMX的降解率为72.3%,6 min时降解率为74.2%,说明直接投加 Fe^{2+} 能够快速活化PMS。EC/PMS体系随反应时间延长,降解率逐渐增加,在6 min时对SMX的降解率可达到97.8%,这说明,与直接投加 Fe^{2+} 的PMS/ Fe^{2+} 体系相比,通过铁电絮凝缓慢地释放出 Fe^{2+} 更有利于对SMX的降解,这是因为PMS/ Fe^{2+} 体系在短时间内

Fe^{2+} 活化PMS产生的大量 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 会发生猝灭而被消耗,如式(1)和(2)所示。综上所述,相比于其他体系,EC/PMS体系对SMX具有较好的降解效果。



2.2 电流对SMX降解的影响

根据法拉第电解定律,EC/PMS体系电解过程中产生的 Fe^{2+} 的量与电流、通电时间成正比。为了研究电流对PMS/EC体系降解SMX的影响,考察了反应时间6 min时不同电流对PMS/EC体系降解SMX的影响,实验结果见图3。

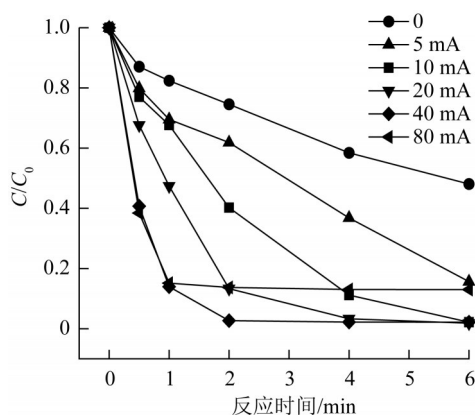


图3 电流对EC/PMS体系降解SMX的影响

Fig. 3 The effect of current on the degradation of SMX in EC/PMS system

由图3可知,当电流为0时,铁片在水中因被腐蚀而产生 Fe^{2+} ,从而活化PMS产生 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 降解SMX,SMX的降解率为52.9%;当电流为5 mA时,SMX的降解率为84.4%;电流从10 mA增加到40 mA时,不同电流条件下,SMX的降解率均能达到97.8%及以上;而当电流继续增加至80 mA时,反应在2 min内就结束了,但对SMX的降解率却仅有87.1%。这是因为,在一定范围内,提高电流会增加 Fe^{2+} 的产生量,加快活化PMS的速率,生成 $\cdot\text{OH}$ 和 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 的量随之增加,从而提高了SMX的降解率,但当电流过大时,相同时间内产生的 Fe^{2+} 就会过量,短时间内PMS大量分解产生 $\cdot\text{OH}$ 和 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 会加快SMX的降解速率,然而生成的 $\cdot\text{OH}$ 和 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 会与 Fe^{2+} 发生反应造成消耗[式(1)、式(2)],同时自由基之间也会产生自我消耗^[12],导致 $\cdot\text{OH}$ 和 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 利用率降低,从而降低了

SMX 的降解率。

电化学反应的能耗常用单位电能(E_{EO})来进行评价^[13],其被定义为将 1 m³水中的污染物浓度降低 1 个数量级(即 90%)所需的电能^[14],计算方法见式(3)。

$$E_{EO} = \frac{P \times t}{V \times \lg\left(\frac{C_0}{C_t}\right)} \quad (3)$$

式中: E_{EO} ——单位电能, kW·h/m³;

P ——功率, kW;

t ——电解时间, h;

V ——处理体积, m³;

C_0 ——初始时刻 SMX 的质量浓度, mg/L;

C_t —— t 时刻 SMX 的质量浓度, mg/L。

当水中 SMX 初始质量浓度为 1 mg/L, 电流分别为 10 mA 和 40 mA 时, 降解率基本持平时能耗如表 1 所示, 显然二者在 6 min 反应时间内均能取得较好的降解效果, 但电流为 10 mA 时能耗更低, 而电流为 40 mA 时反应更快。考虑到电流为 40 mA 条件下短时间内体系中就会产生大量 Fe²⁺, 反应迅速, 不利于考察其他反应因素对该实验的影响, 故该实验选用电流 10 mA 为基本反应条件, 以便于研究的开展。

表 1 10 mA 和 40 mA 电流下降解率基本持平时能耗比较

Table 1 Comparison of energy consumption when the degradation rate was basically the same under the current of 10 mA and 40 mA

电流/mA	电解时间/min	降解率/%	$E_{EO}/(\text{kW} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$
10	6	97.8	9.65×10^{-4}
40	2	97.3	3.74×10^{-3}

2.3 PMS 浓度对 SMX 降解的影响

为确定 EC/PMS 反应体系中最佳 PMS 浓度, 本研究设置了 PMS 浓度分别为 0、10、20、40、80 μmol/L 的 5 组实验进行考察, 实验结果见图 4。

由图 4 可知, 当 PMS 浓度从 0 增加到 20 μmol/L, 反应时间为 6 min 时 SMX 的降解率可由 0 提高到 97.8%, 这是因为体系 Fe²⁺ 充足情况下, PMS 浓度增加会产生更多的活性物质, 从而使 SMX 的降解率提高。但是当 PMS 浓度从 20 μmol/L 增加到 80 μmol/L 时, 6 min 内 SMX 降解率反而下降到 88.5%, 这主要是因为: (1) 过量的 PMS 产生大量的活性自由基, 从而发生自由基的自我消耗^[15]; (2) PMS 中过量的 HSO₅⁻ 会与 ·OH 和 SO₄⁻ 反应生成氧化性较低的 SO₅⁻, 反应如式(4)、式(5)所示^[16]。

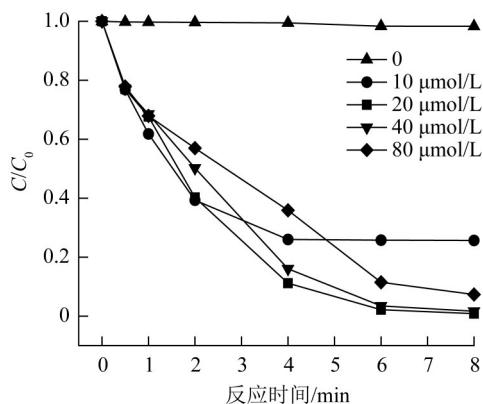
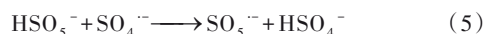
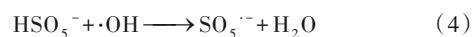


图 4 PMS 浓度对 EC/PMS 体系降解 SMX 的影响

Fig. 4 The effect of PMS concentration on the degradation of SMX in the EC/PMS system



2.4 初始 pH 对 SMX 降解的影响

溶液 pH 会影响 Fe²⁺ 的存在形态和 PMS 的活化效果, 因此本研究设置了 pH 为 3、5、7(原液)、9、11 的 5 组实验, 以探究溶液初始 pH 对 EC/PMS 反应体系的影响, 实验结果见图 5。

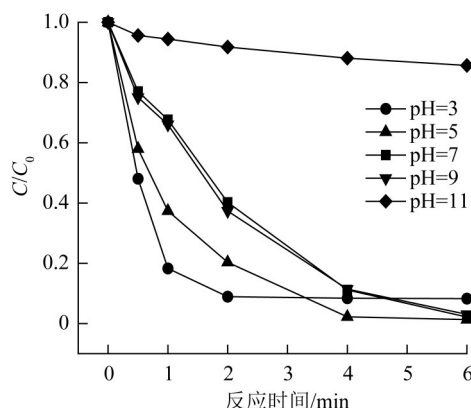
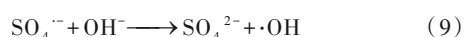
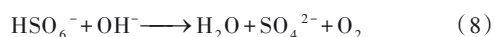
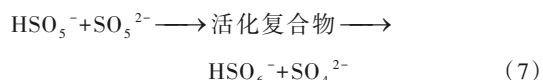
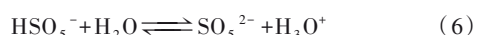


图 5 初始 pH 对 EC/PMS 体系降解 SMX 的影响

Fig. 5 The effect of initial pH on the degradation of SMX in the EC/PMS system

由图 5 可以看出, 初始 pH 为 3 时, EC/PMS 体系 2 min 内即可完成对 SMX 的降解, 降解率为 91.7%。这是因为铁片在强酸性条件下更易被腐蚀, 能短时间内产生大量的 Fe²⁺ 来活化 PMS, 加快了反应速率, 但过量的 Fe²⁺ 会消耗一定的自由基, 从而一定程度上抑制了对 SMX 的降解, 致使最终降解率不够理想。当初始 pH 为 5、7、9 时, SMX 降解速率随着 pH 的提高有所降低, 最终降解率分别为 98.7%、97.8%、97.0%, 相较于 pH=3 时最

终降解率有所提高。当pH为11时,SMX降解速率和降解率均明显下降,这是因为在强碱性条件下,溶液中的大部分 Fe^{2+} 形成氢氧化物沉淀,使得 Fe^{2+} 减少,从而抑制了对SMX的降解;另外,在强碱性条件下,PMS中 HSO_5^- 会发生如式(6)~(9)的反应^[17], HSO_5^- 被消耗,SMX的降解率下降。



2.5 初始SMX质量浓度对SMX降解的影响

目标污染物的浓度对体系的降解效果有着直接影响。实验设置了SMX初始质量浓度为0.5、1、2、4 mg/L共计4组实验,以探究不同SMX初始质量浓度对EC/PMS体系降解SMX的影响,实验结果见图6及表2。

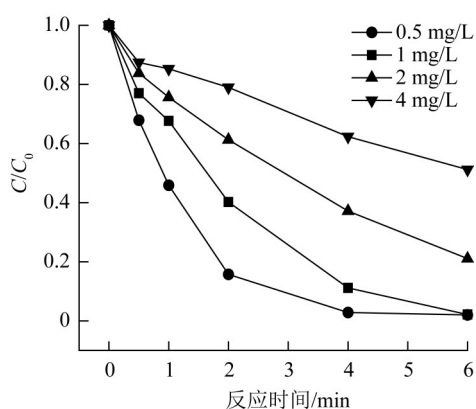


图6 初始SMX质量浓度对EC/PMS体系降解SMX的影响

Fig. 6 The effect of initial SMX mass concentration on the degradation of SMX in the EC/PMS system

表2 不同SMX质量浓度下SMX的降解总量

Table 2 Total degradation of SMX under different SMX mass concentrations

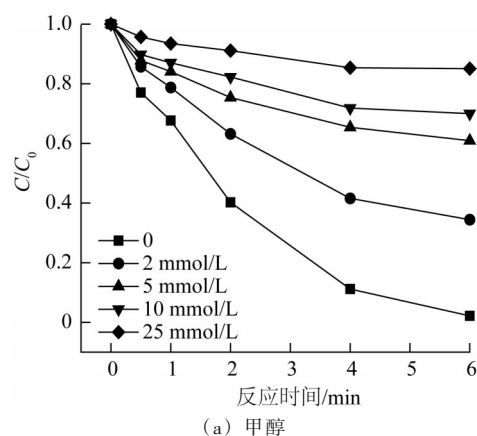
初始SMX质量浓度/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	0.5	1	2	4
降解总量/mg	0.245	0.489	0.799	0.976

由图6可知,SMX初始质量浓度为0.5 mg/L时,在6 min内SMX的降解率为98%,当SMX初始质量浓度超过1 mg/L时,6 min内EC/PMS体系对SMX的降解率随着SMX浓度的增加而下降,SMX的初始质量浓度从1 mg/L增加至4 mg/L时,降解率从97.8%减少到48.8%。由表2知,SMX的降解率虽然有所降低,但SMX降解总量却是上升的。这是因为在电

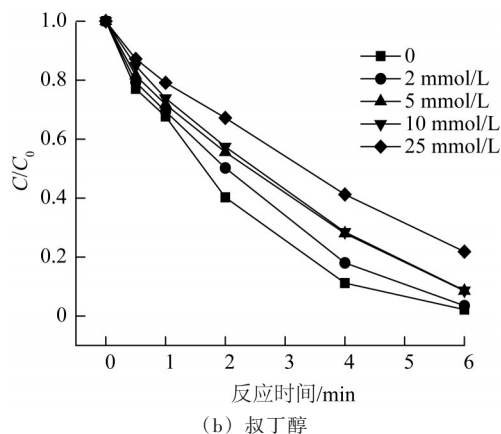
流和PMS的量一定的条件下,当SMX浓度较低时,反应中产生的 $\cdot\text{OH}$ 和 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 的量足够降解SMX,反应迅速;当SMX浓度增加时,由于 $\cdot\text{OH}$ 和 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 在体系中浓度相对减少会降低SMX降解率,但是一定量的 $\cdot\text{OH}$ 和 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 与SMX反应几率增加,即自由基利用更加充分,导致SMX被降解的总量增加^[18]。

2.6 自由基的鉴定及反应机理分析

甲醇与 $\cdot\text{OH}$ 和 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 反应非常快,其反应速率常数分别为 $(1.2 \sim 2.8) \times 10^9 \text{ L}/(\text{mol} \cdot \text{s})$ 和 $(1.6 \sim 7.8) \times 10^7 \text{ L}/(\text{mol} \cdot \text{s})$ ^[19],对二者均有很好的猝灭效果。叔丁醇与 $\cdot\text{OH}$ 能快速反应,其反应速率常数为 $(3.8 \sim 7.6) \times 10^8 \text{ L}/(\text{mol} \cdot \text{s})$,而叔丁醇与 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 的反应速率常数仅为 $(4.0 \sim 9.1) \times 10^5 \text{ L}/(\text{mol} \cdot \text{s})$ ^[20]。利用甲醇和叔丁醇与不同自由基反应存在的反应速率常数的差异可以鉴别出反应中的主要自由基。实验设定SMX初始质量浓度为1 mg/L,初始pH为7,电解质 Na_2SO_4 浓度为10 mmol/L,PMS浓度为20 $\mu\text{mol/L}$,电流为10 mA,极板间距为2 cm,此条件下采用甲醇和叔丁醇作为猝灭剂进行自由基猝灭实验,并与空白组进行对照,以探究EC/PMS体系产生的主要自由基,结果见图7。



(a) 甲醇



(b) 叔丁醇

图7 猝灭剂对SMX降解的影响

Fig. 7 The effect of quencher on the degradation of SMX

由图7可知,随着甲醇浓度从0逐渐上升到25 mmol/L, SMX的降解受到的抑制作用也越来越强烈, SMX降解率从最初的97.8%降低至15%。而叔丁醇浓度从0~25 mmol/L变化时,其对SMX降解的抑制作用相对甲醇较小, SMX降解率从97.8%降低至78.2%。因此,可以初步认为EC/PMS体系降解SMX过程中主要自由基为 $\cdot\text{OH}$ 和 $\text{SO}_4^{\cdot-}$,且 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 在反应中贡献率较大。据此,对EC/PMS体系降解SMX的机理进行推测,结果如图8所示。在外加电源的作用下,通过电解铁阳极产生 Fe^{2+} ,同时阴极电解水产生 H_2 ,且 Fe^{2+} 被空气氧化所形成的 Fe^{3+} 可能在阴极又被还原为 Fe^{2+} ,利用这些 Fe^{2+} 活化PMS可生成活性自由基 $\cdot\text{OH}$ 和 $\text{SO}_4^{\cdot-}$,从而直接降解目标污染物。

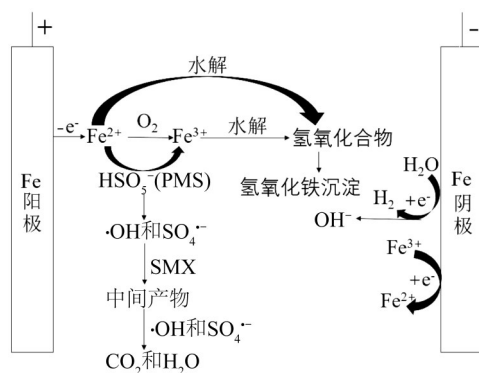


图8 EC/PMS体系降解SMX的机理示意

Fig. 8 Schematic diagram of the mechanism of degradation of SMX in EC/PMS system

3 结论

(1)在SMX初始质量浓度为1 mg/L、初始pH=7、PMS浓度为20 $\mu\text{mol/L}$ 、电流为10 mA的条件下,通过电絮凝缓慢地释放 Fe^{2+} , EC/PMS体系在6 min内对SMX降解率可达97.8%;

(2)增加电流和PMS浓度能提高SMX的降解效率,但是电流超过40 mA或PMS浓度超过20 $\mu\text{mmol/L}$ 均会抑制SMX的降解;体系初始pH为5~9时,对SMX都能有很好的降解效果,而初始pH为3时SMX的降解率会稍有降低,但初始pH为11时SMX的降解会受到严重抑制。

(3)EC/PMS体系产生的主要活性自由基为 $\cdot\text{OH}$ 和 $\text{SO}_4^{\cdot-}$,其中 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 所占比例较大。

参考文献

- [1] 陈姗,许凡,张玮,等.磺胺类抗生素污染现状及其环境行为的研究进展[J].环境化学,2019,38(7):1557-1569.
CHEN Shan, XU Fan, ZHANG Wei, et al. Research progress in pollution situation and environmental behavior of Sulfonamides[J]. Environmental Chemistry, 2019, 38(7): 1557-1569.
- [2] KOVALAKOVA P, CIZMAS L, MCDONALD T J, et al. Occurrence and toxicity of antibiotics in the aquatic environment: A review[J]. Chemosphere, 2020, 251: 126351.
- [3] 银仁莉.过硫酸盐的非自由基氧化降解磺胺类抗生素的效能及机制[D].哈尔滨:哈尔滨工业大学,2019.
YIN Renli. Performance and mechanism of sulfonamides degradation by the nonradical oxidation of persulfates[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2019.
- [4] 赵富强,高会,张克玉,等.中国典型河流域抗生素的赋存状况及风险评估研究[J].环境污染与防治,2021,43(1):94-102.
ZHAO Fuqiang, GAO Hui, ZHANG Keyu, et al. Occurrence and risk assessment of antibiotics in typical river basins in China[J]. Environmental Pollution & Control, 2021, 43(1): 94-102.
- [5] WU Yao, GUO Jing, HAN Yijie, et al. Insights into the mechanism of persulfate activated by rice straw biochar for the degradation of aniline[J]. Chemosphere, 2018, 200: 373-379.
- [6] GIANNAKIS S, LIN K Y A, GHANBARI F. A review of the recent advances on the treatment of industrial wastewaters by sulfate radical-based advanced oxidation processes (SR-AOPs) [J]. Chemical Engineering Journal, 2021, 406: 127083.
- [7] DING Xinxin, GUTIERREZ L, CROUE J P, et al. Hydroxyl and sulfate radical-based oxidation of RhB dye in UV/ H_2O_2 and UV/persulfate systems: Kinetics, mechanisms, and comparison [J]. Chemosphere, 2020, 253: 126655.
- [8] 李红州,沈国宸,耿金菊,等.联合活化过硫酸盐及其去除污水中污染物研究进展[J].工业水处理,2021,41(6):66-76.
LI Hongzhou, SHEN Guochen, GENG Jinju, et al. Joint activation of persulfate and its removal of pollutants in wastewater: Progresses and perspective [J]. Industrial Water Treatment, 2021, 41(6): 66-76.
- [9] OH W D, DONG Zhili, LIM T T. Generation of sulfate radical through heterogeneous catalysis for organic contaminants removal: Current development, challenges and prospects [J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2016, 194: 169-201.
- [10] ZHANG Botao, ZHANG Yang, TENG Yanguo, et al. Sulfate radical and its application in decontamination technologies [J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2015, 45(16): 1756-1800.

- [11] 米记茹,田立平,刘丽丽,等. 过硫酸盐活化方法的研究进展[J]. 工业水处理, 2020, 40(7): 12-17.
- MI Jiru, TIAN Liping, LIU Lili, et al. Research progress on persulfate activation method[J]. Industrial Water Treatment, 2020, 40(7): 12-17.
- [12] WANG Songlin, XU Wenxin, WU Junfeng, et al. Improved sulfamethoxazole degradation by the addition of MoS_2 into the Fe^{2+} /peroxymonosulfate process[J]. Separation and Purification Technology, 2020, 235: 116170.
- [13] RADJENOVIC J, SEDLAK D L. Challenges and opportunities for electrochemical processes as next-generation technologies for the treatment of contaminated water[J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(19): 11292-11302.
- [14] PEREIRA L A, DE LIMA ALMEIDA D A, COUTO A B, et al. Titanium dioxide/oxidized carbon fiber electrodes electrochemically produced and their influences on Brilliant Green dye degradation[J]. Materials Research Bulletin, 2020, 122: 110642.
- [15] XU Xiangrong, LI Xiangzhong. Degradation of azo dye Orange G in aqueous solutions by persulfate with ferrous ion[J]. Separation and Purification Technology, 2010, 72(1): 105-111.
- [16] SHI Xingdong, LI Yitao, ZHANG Zhi, et al. Enhancement of ciprofloxacin degradation in the $\text{Fe}(\text{II})$ /peroxymonosulfate system by protocatechuic acid over a wide initial pH range[J]. Chemical Engineering Journal, 2019, 372: 1113-1121.
- [17] DO S H, JO J H, JO Y H, et al. Application of a peroxymonosulfate/cobalt(PMS/Co(II)) system to treat diesel-contaminated soil[J]. Chemosphere, 2009, 77(8): 1127-1131.
- [18] 谢欣卓, 钟金魁, 李静, 等. 四氧化三铁负载纳米零价铁类 Fenton 法降解水中磺胺甲噁唑[J]. 中国环境科学, DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20220314.014.
- XIE xinzhuo, ZHONG jinkui, LI Jing, et al. Degradation of sulfamethoxazole in water by Fenton-like process using ferri ferrous oxide supported nanometer zero-valent iron[J]. China Environmental Science, DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20220314.014.
- [19] YU Yaqun, JI Yuefei, LU Junhe, et al. Degradation of sulfamethoxazole by Co_3O_4 -palygorskite composites activated peroxymonosulfate oxidation[J]. Chemical Engineering Journal, 2021, 406: 126759.
- [20] LUO Lianshun, WU Di, DAI Dejun, et al. Synergistic effects of persistent free radicals and visible radiation on peroxymonosulfate activation by ferric citrate for the decomposition of organic contaminants[J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2017, 205: 404-411.
- [作者简介] 刘晓艳(1972—), 硕士, 副教授。E-mail: mithust@163.com。通讯作者: 谢世伟, 博士, 讲师。E-mail: xieshiwei@wust.edu.cn。
- [收稿日期] 2022-04-01(修改稿)

• 水处理知识讲座 •

过滤池的运行周期缩短应如何处理?

过滤池的运行周期缩短, 将会减少过滤池的出力, 并可能造成过滤池的水流短路而使水质变坏, 致使软化或除盐用水离子交换树脂受到污染。因此, 要及时进行检查和处理。首先应检查上道工序澄清池的处理效果是否良好, 澄清池的加药量和出水浊度控制是否良好, 然后检查过滤池工况是否正常, 并应适当加大反冲洗速度进行清

洗处理, 如反冲洗速度可调至 $12 \sim 15 \text{ L}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$ 。其中, 活性炭过滤器的反洗速度可以是 $12 \text{ L}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$; 砂过滤器为 $15 \text{ L}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$ 。为了改善反洗效果, 可以在滤池的底部, 通入压缩空气进行搅拌擦洗, 使沉积于过滤砂中的污泥清洗干净, 以提高过滤效果和运行周期。

(摘自《工业水处理技术问答及常用数据》)