DOI: 10.15541/jim20150542 文章编号: 1000-324X(2016)06-0613-08

磁性纳米 CeO₂/Fe₃O₄ 非均相 Fenton 反应催化降解氧氟沙星

胡晓丹,周志伟,张伟,张晓红,张海黔 (南京航空航天大学 材料科学与技术学院、南京 210016)

摘 要: 为了提高 Fe₃O₄ 的催化活性,制备了磁性 CeO₂/Fe₃O₄ 复合纳米粒子,构成非均相 Fenton 反应体系,催化降 解水环境中的氧氟沙星抗生素。研究了 CeO2含量、H2O2浓度、pH 等因素对 CeO2/Fe3O4 非均相催化活性的影响、并 通过溶出铁离子测定、动力学拟合等方式对反应机理进行探究。结果表明, CeO2/Fe3O4 较 Fe3O4具有更强的催化活性, 氧氟沙星的降解率随 CeO_2 含量、 H_2O_2 浓度和溶液酸度的增加而提高, 当 H_2O_2 浓度为 100 mmol/L 以及 pH 为 3 时, CeO₂/Fe₃O₄(摩尔比=0.780)-H₂O₂体系催化降解氧氟沙星的效果最佳。CeO₂/Fe₃O₄体系催化降解氧氟沙星反应遵循一 级反应动力学方程、反应机理主要为催化剂表面的催化反应、同时 CeO。产生氧空位的电子转移对 Fe₃O₄ 的催化反 应起到协同强化的作用。

关 键 词: Fe₃O₄; CeO₂; 降解; 氧氟沙星

中图分类号: X52 文献标识码: A

Heterogeneous Fenton Reaction for Degradation of Ofloxacin with Magnetic CeO₂/Fe₃O₄

HU Xiao-Dan, ZHOU Zhi-Wei, ZHANG Wei, ZHANG Xiao-Hong, ZHANG Hai-Qian (College of Materials Science and Technology, Nanjing University of Aeronautics and Astronautics, Nanjing 210016, China)

Abstract: CeO₂/Fe₃O₄ magnetic nanoparticles were prepared for promoting the catalytic activity of Fe₃O₄, which is applied as the catalyst of heterogeneous Fenton reaction system for the degradation of ofloxacin. Several factors that affected the degradation efficiency of the system such as CeO₂ content, H₂O₂ concentration and pH were investigated. The mechanism of catalytic degradation was also explored via the measurement of iron ion and kinetics fitting. The results show that the catalytic activity of CeO₂/Fe₃O₄ is better than that of Fe₃O₄. The degradation efficiency of ofloxacin increases with the addition of CeO₂ content, H₂O₂ concentration or solution acidity increase. The degradation effect of ofloxacin is the best for CeO₂/Fe₃O₄(molar roction=0.780)-H₂O₂ catalytic system when H₂O₂ concentration is 100 mmol/L and pH is 3, which accords first order kinetics model. The catalytic ability of CeO₂/Fe₃O₄ is strengthened through surface catalytic reaction and electronic transfer of oxygen vacancies of CeO₂ during catalytic reaction.

Key words: ferriferrous oxide; cerium oxide; degradation; ofloxacin

氧氟沙星抗生素作为氟喹诺酮类抗菌药物, 广 泛应用于医药、畜牧养殖业。水体中即使微量的残 余也会导致细菌微生物耐药性的增强, 从而对人类 生存安全造成威胁[1-2]。因此、去除水生系统中的氧 氟沙星具有特殊紧迫性。目前, 降解氟喹诺酮类抗 生素主要采用高级氧化技术、其中Fenton法作为一

收稿日期: 2015-11-02; 收到修改稿日期: 2016-02-22

基金项目: 国家自然科学基金(11575086); 江苏省自然科学基金(BK20131355); 南京航空航天大学基本科研业务费(NS2014055)

National Natural Science Foundation of China (11575086); Natural Science Foundation of Jiangsu Province (BK20131355); NUAA Fundamental Research Funds (NS2014055)

种高级氧化技术,在处理难降解的有机废水方面有较好的应用前景。通常采用的均相Fenton法对体系pH值有要求,会形成再生含铁污泥,而非均相Fenton法具有反应条件缓和、不易形成含铁污泥、不需要强酸性条件及催化剂易分离回收等优点更引起广泛关注^[3],现已开发了含铁化合物,如铁矿物或固载型铁为催化剂的非均相Fenton体系^[4]。

磁铁矿(Fe₃O₄)因具有二价铁, 较三价铁矿物催 化活性更高, 而且拥有较好的磁性利于其回收利用 而应用于非均相 Fenton 体系。然而、单纯的 Fe₃O₄ 粒子催化效果仍较低, 为提高其催化性能, 可掺杂 过渡金属元素和其他金属氧化物复合[5-8]。CeO2 粒 子具有类似的非均相 Fenton 反应催化作用, 采用 CeO₂ 非均相 Fenton 法降解或光催化降解有机物的 研究已有报道[9-10], 但是 CeO2/Fe3O4 复合体系用于 降解氟喹诺酮类抗生素的研究未见报道。本研究采 用一步法制备了 CeO₂/Fe₃O₄ 复合纳米粒子, 建立了 CeO₂/Fe₃O₄-H₂O₂ 非均相 Fenton 反应体系, 用于催 化降解水环境中的氧氟沙星抗生素, 研究了 CeO2 含量、H2O2浓度、pH 等因素对 CeO2/Fe3O4 非均相 催化氧化活性的影响, 并通过溶出铁离子测定、动 力学拟合等方式对反应机理进行探究、提出了CeO, 协同 Fe₃O₄ 非均相 Fenton 反应催化降解氧氟沙星的 机制。

1 实验方法

1.1 实验试剂

六水合三氯化铁(FeCl₃·6H₂O)、四水合氯化亚铁 (FeCl₂·4H₂O)、盐酸(HCl)、H₂O₂、氨水、六水合硝酸铈[Ce(NO₃)₃·6H₂O]和氧氟沙星均为分析纯。

1.2 纳米 CeO₂/Fe₃O₄的制备

采用共沉淀-水热法制备 CeO_2/Fe_3O_4 。首先将 5.46 g $FeCl_3·6H_2O$ 、1.988 g $FeCl_2·4H_2O$ 和不同物质 的量的 $Ce(NO_3)_3·6H_2O$ 溶于 50 mL 预脱氧的去离子 水中,加入 0.1 mL 盐酸(1 mol/L),在氮气保护下水 浴加热至 65 °C,加入 25 mL 氨水(25wt%),在氮气气氛保护下机械搅拌 15 min,迅速转移至 100 mL 反应釜中,160 °C 保温 5 h,自然冷却。生成的产物用去离子水与乙醇交替洗涤 3 次至中性,最后将产物置于真空干燥箱干燥 24 h,取出置于干燥器中备用。

1.3 降解实验

非均相 Fenton 实验在常温常压下 100 mL 锥形

瓶中避光进行。在 80 mL 浓度为 25 mg/L 的氧氟沙星的溶液中加入一定量的催化剂,于可控温度摇床中以 180 r/min 振荡 60 min 达到吸附平衡,以此为降解反应始点。加入一定量 H₂O₂ 引发催化氧化反应开始,继续在可控温度摇床中振动,分别于不同时间取出样品,用强磁铁进行磁分离,上清液以 9000 r/min 离心分离,取二次上清液测氧氟沙星、Fe²⁺/Fe³⁺和 H₂O₂ 浓度。每个实验点做三个平行样。

1.4 催化剂表征

使用 X 射线粉末衍射仪(XRD-Bruker, D8ADVANCE) 对 CeO_2/Fe_3O_4 进行物相分析表征,采用 Cu-K α 辐射, 2θ 范围为 10° ~ 90° 。使用振动样品磁强计(VSM, LakeShore-7407) 对催化剂粉末进行磁性能测量。使用透射电子显微镜(JEOL, JEM-2100)观测颗粒的微观形貌和粒径分布。使用 X 射线光电子能谱仪(ULVAC-PHI, Japan)分析样品的元素价态分布。

1.5 分析方法

上清液中氧氟沙星的浓度采用紫外-可见分光光光度计(Shimadzu, UV-2550)测定,检测波长范围为 200~400 nm, 特征峰波长在 293 nm。降解效率 (Dagradation efficiency)用 C/C_0 表示(C_0 表示氧氟沙星的起始浓度, C表示氧氟沙星降解后的剩余浓度)。 Fe^{2+}/Fe^{3+} 浓度采用邻二氮菲分光光度法测定; H_2O_2 浓度采用钛盐分光光度法测定。

2 结果与讨论

2.1 纳米 CeO₂/Fe₃O₄的表征

2.1.1 CeO₂/Fe₃O₄ 中 CeO₂ 复合量

表 1 是 CeO_2/Fe_3O_4 样品中 Fe 和 Ce 元素的质量百分比。分别改变 $Ce(NO_3)_3 \cdot 6H_2O$ 的用量制备了 FC1、FC2、FC3、FC4 四个 CeO_2/Fe_3O_4 样品,为了明确复合材料中 CeO_2 与 Fe_3O_4 的比例关系,通过 EDS 分析得到 FC1、FC2、FC3、FC4 四个样品中 Fe 和 Ce 元素的质量百分比,并计算得到 FC1、FC2、FC3、FC4 四个样品中 CeO_2 与 Fe_3O_4 的摩尔比分别为 0.066、0.162、0.647、0.780。

表 1 CeO₂/Fe₃O₄样品中元素的质量百分比 Table 1 Element weight percent of CeO₂/Fe₃O₄ samples

| | FC1 | FC2 | FC3 | FC4 |
|---|-------|-------|-------|-------|
| Fe(wt%) | 80.52 | 57.73 | 50.53 | 43.16 |
| Ce(wt%) | 4.44 | 7.81 | 27.29 | 28.10 |
| CeO ₂ : Fe ₃ O ₄ (mol:mol) | 0.066 | 0.162 | 0.647 | 0.780 |

2.1.2 CeO₂/Fe₃O₄的晶体结构

图 1 为 CeO₂/Fe₃O₄样品 FC4 的 X 射线衍射图

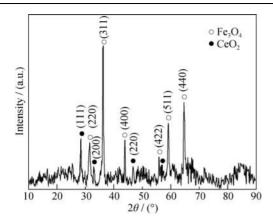


图 1 CeO_2/Fe_3O_4 样品的 XRD 图谱 Fig. 1 XRD pattern of CeO_2/Fe_3O_4 sample

谱, CeO_2 与 Fe_3O_4 的摩尔比为 0.780。由图可知,根据标准卡 JCPDS 19-0629,强度较高的衍射峰 31.25°、36.8°、44.8°、55.6°、59.3°、65.2°分别对应 Fe_3O_4 的(220)、(311)、(400)、(422)、(511)、(440) 晶面;同时根据 CeO_2 的标准卡 JCPDS 65-5923, 28.5°、33°、47.2°、56°处的衍射峰分别对应(111)、(200)、(220)、(311)晶面,说明得到了 Fe_3O_4 与 CeO_2 复合的样品。

2.1.3 CeO₂/Fe₃O₄的微观形貌

图 $2(a\sim d)$ 分别为 CeO_2/Fe_3O_4 样品 FC4 的高分辨 透射电镜(HRTEM)照片及其选区电子衍射图(SAED), CeO_2 与 Fe_3O_4 的摩尔比为 0.780。由图可以看到, 样品是由 $5\sim 10$ nm 的纳米粒子组成, 晶粒较细。经晶

面标定发现,样品由 Fe_3O_4 和 CeO_2 两种粒子混合而成。(c)图中同时出现 Fe_3O_4 的(511)晶面(d=0.25 nm)和 CeO_2 的(311)晶面(d=0.31 nm)。选区电子衍射图标出 Fe_3O_4 (511)晶面(d=0.25 nm)、(400)晶面(d=0.202 nm)和(311)晶面(d=0.156 nm),以及 CeO_2 的(311)晶面(d=0.313 nm)和(111)晶面(d=0.163 nm)。综合 XRD与 HRTEM图,证明制备的样品是由 Fe_3O_4 和 CeO_2 组成的复合纳米粒子。

2.1.4 CeO₂/Fe₃O₄中的 Ce 元素存在形式

图 3 是 CeO₂/Fe₃O₄样品 FC4 的 X 射线光电子 能谱(XPS)图, CeO₂与 Fe₃O₄的摩尔比为 0.780。XPS 分析得到了复合材料中 Ce 元素的价态分布。图 3(a) 是样品全扫描 XPS 图谱、图 3(b)是 Fe2p 的 XPS 图 谱, 在 710.0 和 723.7 eV 处的峰分别对应 Fe₃O₄ 自 旋轨道 Fe 2p3/2 和 Fe2p1/2 的结合能。Fe2p 轨道上 广泛的自旋轨道峰是由于 Fe₃O₄ 中 Fe²⁺和 Fe³⁺引起 的 $^{[11]}$,表明铁以二价和三价共存。图 3(c)是 O1s 的 XPS 图谱, 在 531.5 eV 出现的峰接近 O1s 的标准值 531.8 eV, 属于正常配位的氧离子[12], 528.8 eV 的峰 属于带空穴的氧离子。图 3(d)是 Ce3d 的 XPS 图谱, 依次在882.0、884.0、888.0、898.0、902.7、910及 915.3 eV 出现峰。其中 884.0 和 902.7 eV 源于 Ce³⁺的 贡献, 它们的位置与 Ce³⁺结合能标准值(884.0 和 902.0 eV)差别较小^[13], 882.0、888.0、898.0、910 和 915.3 eV 源于 Ce4+离子的贡献, 可见样品中的铈 离子是以 Ce³⁺和 Ce⁴⁺两种价态的离子形式共存。

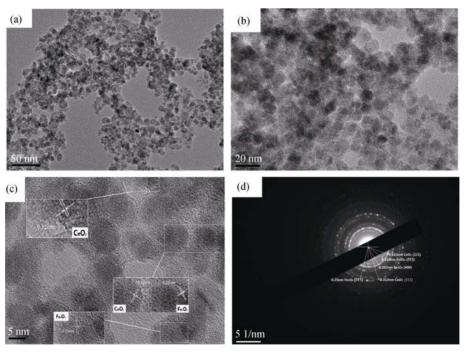


图 2 CeO₂/Fe₃O₄样品的透射电镜照片及其电子衍射照片 Fig. 2 TEM (HRTEM) and SAED images of CeO₂/Fe₃O₄ sample

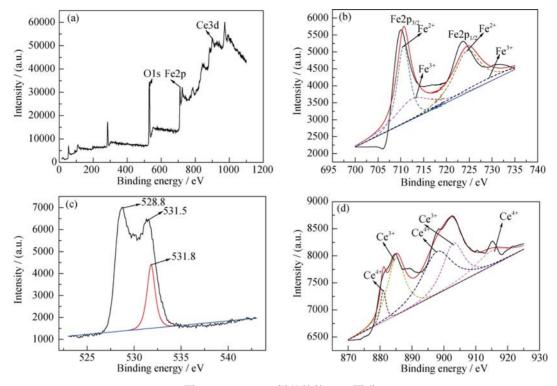


图 3 CeO₂/Fe₃O₄样品的的 XPS 图谱 Fig. 3 XPS spectra of CeO₂/Fe₃O₄ sample (a) wide-scan, (b) Fe2p, (c) O1s, and (d) Ce3d

晶体中存在着 O, 可作为在三价铈掺杂的铈化合物中也存在 Ce^{4+} 离子的另一个佐证, 因为 O⁻的形成与 Ce^{4+} 的存在有关。当正常配位的氧离子的一个电子从 2p6 轨道迁移至 Ce^{4+} 的 4f0 空轨道时, 原来的 Ce^{4+} - O^{2-} 离子对就变成了 Ce^{3+} -O⁻离子对。这与 XPS 分析中探测到 O⁻的结果一致, 可以判断复合材料中 Ce 以 Ce^{3+} 和 Ce^{4+} 形式存在。

2.1.5 CeO₂/Fe₃O₄的磁性能

图 4 为 Fe₃O₄ 与 CeO₂/Fe₃O₄ 的磁化曲线对比, 其中曲线 F 代表 Fe₃O₄, 曲线 FC1、FC2、FC3、FC4 分别表示 CeO₂ 与 Fe₃O₄ 摩尔比为 0.066、0.162、0.647、 0.780。由图可知, Fe₃O₄饱和磁化强度为65.93 A·m²/kg, 复合CeO2后,随其用量增加,复合粒子的饱和磁化强 度逐渐降低, FC4 的饱和磁化强度仅有 17.34 A·m²/kg。 相关研究表明[14], 当磁性粒子饱和磁化强度小于 16.3 A·m²/kg, 催化剂将难以在短时间内从溶液中 完全分离出来, 所以应控制 CeO2/ Fe3O4 复合粒子 的 Ce 含量。如图 4(a),将磁铁置于悬浊液旁,迅速 发生固液分离,说明 CeO₂/Fe₃O₄具有良好磁性,催 化剂可以在外加磁场作用下迅速地从溶液中分离出 来。Fe₃O₄与CeO₂/Fe₃O₄的磁滞回线均为狭长型、将 零点附近放大得到图 4(b), Fe₃O₄与 CeO₂/Fe₃O₄的磁 矫顽力以及剩余磁感应强度均很小,使得 CeO₂/Fe₃O₄ 粒子显现良好的顺磁性, 当磁场去除

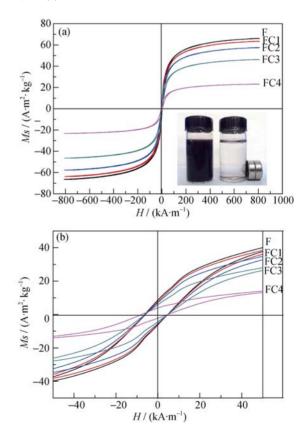


图 4 Fe_3O_4 与 CeO_2/Fe_3O_4 样品的(a)磁化曲线和(b)局部放大图

Fig. 4 Magnetic hystersis loop (a) and partial enlarged drawing of Fe_3O_4 and CeO_2/Fe_3O_4 samples (b)

后,催化剂磁性可迅速减小至较低水平,磁分离后 能再次分散在溶液中,利于重复利用。

2.2 纳米 CeO_2/Fe_3O_4 催化降解氧氟沙星的影响因素

本研究对比了 H_2O_2 、 CeO_2 、 Fe_3O_4 、FC4、 CeO_2 - H_2O_2 、 Fe_3O_4 - H_2O_2 、 FC4- H_2O_2 以及(Fe_3O_4 + CeO_2)- H_2O_2 八个体系的催化降解效率,氧氟沙星降解效率以氧氟沙星剩余浓度(C/C_0)表示,如图 5。反应条件为 pH=7、 H_2O_2 浓度 60 mmol/L、氧氟沙星 25 mg/L (80 mL)、30 $^{\circ}$ 。单组份催化剂体系中 Fe_3O_4 、 CeO_2 、 FC4 均为 1 g/L,双组份催化剂体系(Fe_3O_4 + CeO_2)- H_2O_2 中 Fe_3O_4 为(0.73 g/L)与 CeO_2 (0.27 g/L)混合,总量 1 g/L。

结果显示,仅有催化剂或仅有 H_2O_2 时对底物的 去除率均很小。当催化剂中加入 H_2O_2 后,氧氟沙星降解率均明显提高,FC4- H_2O_2 体系催化降解率最高。(Fe_3O_4 + CeO_2)- H_2O_2 体系是将 Fe_3O_4 与 CeO_2 简单地混合,其对氧氟沙星的催化降解效果弱于纳米复合的 FC4- H_2O_2 体系,说明 CeO_2 / Fe_3O_4 纳米复合体系中的 CeO_2 具有协同 Fe_3O_4 催化 H_2O_2 降解有机物的性能,且其协同效应强于两种粒子简单的复合,具有独特的协同强化机制。

2.2.1 CeO_2 含量对 CeO_2/Fe_3O_4 催化降解氧氟沙星的影响

反应条件为 pH=7、 H_2O_2 浓度 60 mmol/L、氧氟沙星 25 mg/L(80 mL)、30℃时,加入相同质量的催化剂(FC1~FC4: 均为 1 g/L),考察不同 CeO₂ 复合量对 CeO₂/Fe₃O₄催化性能的影响。图 6 是 CeO₂ 复合量对氧氟沙星催化降解性能的影响,结果显示,CeO₂与 Fe₃O₄复合显著提高了 Fe₃O₄催化氧化降解氧氟沙星的性能,且随着 CeO₂/Fe₃O₄ 催化剂中CeO₂复合量的增加,其催化非均相 Fenton 反应降解

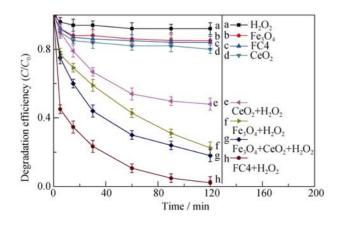


图 5 不同样品的催化效果

Fig. 5 Catalytic effects of different samples

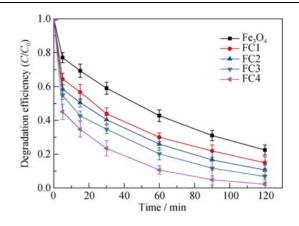


图 6 CeO₂ 含量对降解氧氟沙星的影响 Fig. 6 Effect of the amount of CeO₂ on the degradation of ofloxacin

氧氟沙星的效率不断提高。当反应时间为 120 min 时, FC4 催化降解氧氟沙星的降解率近于 100%。结合复合体系的磁性能,在适宜的范围内(CeO_2/Fe_3O_4 摩尔比小于 0.780), CeO_2 复合量越大,其催化性能越强。

2.2.2 H_2O_2 浓度对 CeO_2/Fe_3O_4 催化降解氧氟沙星的影响

反应条件为 FC4 浓度 0.5 g/L、pH=7、氧氟沙星 25 mg/L(80 mL)、 30° C。 H_2O_2 浓度 20~150 mmol/L,考察不同 H_2O_2 浓度对降解效果的影响。从图 7 可看出,随着 H_2O_2 浓度从 20 mmol/L 增大到 100 mmol/L,CeO₂/Fe₃O₄ 体系对底物的降解率逐渐增强。这是由于 H_2O_2 在较低浓度范围内,随着 H_2O_2 浓度增加, H_2O_2 分子与催化剂表面铁离子(Fe^{2+/3+})接触的几率增大, H_2O_2 产生更多的·OH,从而加快氧氟沙星的降解。当 H_2O_2 在高浓度范围内(100~150 mmol/L),随浓度增大,降解率不再继续增加,甚至略有下降。其可能的原因是催化剂表面的 H_2O_2 吸附达到饱和,过多的 H_2O_2 无法得到催化分解,可推断 CeO_2/Fe_3O_4

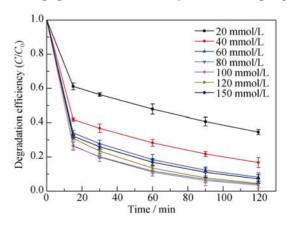


图 7 H₂O₂浓度对降解氧氟沙星的影响

Fig. 7 Effect of H₂O₂ dosage on the degradation of ofloxacin

催化 H₂O₂ 分解反应是为界面反应控制的非均相反应机制。此外,在 CeO₂/Fe₃O₄催化 H₂O₂ 分解反应中, H₂O₂ 既是产生自由基的源物质,同时也可以成为自由基的消耗物质,与自由基反应,消耗其自身分解产生的自由基,从而使氧氟沙星降解率不再增加。

2.2.3 溶液 pH 对 CeO_2/Fe_3O_4 催化降解氧氟沙星的 影响

反应条件为: FC4浓度 0.5 g/L、 H_2O_2 浓度 40 mmol/L、氧氟沙星 25 mg/L(80 mL)、30°C、 $pH=3\sim11$ 时,考察不同 pH 对降解效果的影响,结果如图 8 所示。在酸性条件下,随着 pH 减小,酸度增加,降解效率逐步增加;碱性条件下,随着 pH 增大,OH浓度增加,Ce O_2/Fe_3O_4 催化降解效率大幅降低,反应进行到一定程度降解近乎停止。

在非均相 Fenton 反应中,酸性条件有利于 H_2O_2 产生羟基自由基,且在酸性条件下, CeO_2/Fe_3O_4 表面的铁可被溶解进入溶液,进而发生均相 Fenton 反应^[15],有利于氧氟沙星在羟基自由基攻击下发生降解。但是 H_2O_2 于碱性条件下易快速分解为 H_2O 和 O_2 [16],使氧氟沙星的降解率降低。此外,氧氟沙星分子上有一个羧基,可与催化剂表面的金属离子发生络合。在碱性条件下,羧基电离使分子带负电^[17],而 Fe_3O_4 等电点在 6.7 左右,碱性条件下 Fe_3O_4 表面带负电,与氧氟沙星分子相互排斥,减小了氧氟沙星分子在催化剂表面的吸附,从而降低了氧氟沙星的降解率。

2.3 氢氟沙星降解机制探讨

目前关于非均相 Fenton 催化氧化技术的反应机理尚未有统一的定论,主流理论是以表面催化反应为基础的自由基理论。以下反应是含铁固相催化剂催化 H_2O_2 反应产生·OH 的机理^[18]:

$$\equiv \text{Fe}^{2+} - \text{OH} + \text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow (\equiv \text{Fe}^{2+} - \text{H}_2\text{O}_2)\text{s} \rightarrow \equiv \text{Fe}^{3+} + \cdot \text{OH} + \text{OH}^-$$
 (1)

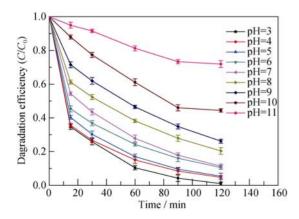


图 8 pH 对降解氧氟沙星的影响

Fig. 8 Effect of pH on the degradation of ofloxacin

 $\equiv Fe^{3+} - OH + H_2O_2 \rightarrow (\equiv Fe^{3+} - H_2O_2)s \rightarrow \equiv Fe^{2+} + HOO + H^+$ (2)

$$≡$$
Fe³⁺ + HOO· → $≡$ Fe²⁺ + O₂ + H⁺ (3)
 $≡$ Fe²⁺代表催化剂表面的 Fe²⁺, $≡$ Fe³⁺代表催化剂表面
的 Fe³⁺, $≡$ Fe²⁺–OH 为羟基化的表面 Fe²⁺, $≡$ Fe³⁺–OH
为羟基化的表面 Fe³⁺, ($≡$ Fe²⁺–H₂O₂)s 为还原态的前
驱体配合物, ($≡$ Fe³⁺–H₂O₂)s 为氧化态的配合物。

非均相 Fenton 反应的过程是 H_2O_2 先与催化剂 表面的= Fe^{3+} -OH 形成前驱体配合物(= Fe^{3+} - H_2O_2)s, 其分解生成= Fe^{2+} -HOO·,再进一步分解为= Fe^{2+} 和 HOO·,原有的= Fe^{2+} 和生成的= Fe^{2+} 与 H_2O_2 发生典型的非均相 Fenton 反应。

2.3.1 铁离子溶出率

为探究纳米复合粒子催化 H_2O_2 降解有机物的 反应究竟是由催化剂表面的非均相 Fenton 反应主导, 还是由于催化剂表面的金属离子被溶解进入体 相溶液中而发生均相 Fenton 反应主导, 本实验采用 邻菲罗琳法分别测定 Fe_3O_4 、FC4 催化降解氧氟沙星 反应前后溶液中 Fe^{2+} 以及总铁浓度以探究反应机制。 Fe_3O_4 与 FC4 均为 1 g/L, pH=7, H_2O_2 浓度 60 mmol/L, 氧氟沙星 25 mg/L(80 mL), 30° C, 结果如图 9 所示。

Fe₃O₄ 与 CeO₂/Fe₃O₄ 两体系溶液中的铁含量均低于 0.3 mg/L(世界卫生组织 WHO 规定的饮用水中铁含量上限), CeO₂/Fe₃O₄ 体系较 Fe₃O₄ 体系,总铁溶出量与 Fe²⁺溶出量更低,说明反应不会产生金属离子的二次污染,是绿色、环境友好的反应。溶出铁量小也说明催化剂稳定性好,不会因反应有明显损失,可重复利用性大。

为进一步验证反应溶液中的溶出铁对氧氟沙星降解反应的影响,在相同条件下降解底物溶液中加入如上所测得的最大浓度的铁离子(Fe^{2+} 、 Fe^{3+})以及等量的 H_2O_2 ,考察相同条件下溶出铁对降解的贡献, Fe^{2+} 、 Fe^{3+} 浓度均为 0.18 mg/L(最高溶出铁浓度)、

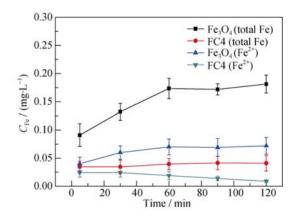


图 9 溶液中铁含量的变化

Fig. 9 Changes of iron concentration in the solution

pH=7、 H_2O_2 浓度 60 mmol/L、氧氟沙星 25 mg/L (80 mL)、30℃时,结果如图 10。可以看到,微量的溶出铁离子参与的降解反应 120 min 后,氧氟沙星降解率只有 4%~6%,证明溶出铁对非均相 Fenton反应的贡献很小,氧氟沙星的降解主要归功于催化剂表面与 H_2O_2 发生的氧化作用。

2.3.2 非均相 Fenton 反应的动力学

为探究 Fe_3O_4 和 FC1–FC4 非均相体系催化氧化降解氧氟沙星反应与反应物浓度之间的关系,分别对 Fe_3O_4 和 FC1–FC4 的实验数据采用零级、一级和二级反应动力学方程进行拟合。

图 11 为 Fe_3O_4 体系和 FC1-FC4体系的催化降解反应分别进行零级、一级、二级动力学拟合,表 2 为拟合结果数据。零级动力学相关系数为 $0.72\sim0.93$,一级动力学相关系数为 $0.61\sim0.96$ 。一级动力学拟合结果的相关系数最接近 1,结果表明, Fe_3O_4 体系和 FC1-FC4体系均符合一级反应动力学,非均相 Fenton 反应主要与一种物质的浓度线性相关,推断非均相 Fenton 反应速率主要与 H_2O_2 分解产生的自由基的浓度有关。

2.3.3 反应机理模拟

结合本研究,本文提出了磁性纳米 CeO_2/Fe_3O_4 非均相 Fenton 反应催化降解氧氟沙星的反应机理,示意图如图 12。

催化剂由纳米 Fe_3O_4 和 CeO_2 组成,形成 CeO_2 / Fe_3O_4 复合纳米粒子。一方面, CeO_2 / Fe_3O_4 - H_2O_2 体系中,纳米 Fe_3O_4 和 CeO_2 同时与溶液中的 H_2O_2 和氧氟沙星反应, Fe_3O_4 表面的 Fe^{2+} / Fe^{3+} 和 CeO_2 表面的 Ce^{4+} / Ce^{3+} 同时催化 H_2O_2 分解不断产生羟基自由基。另一方面,氧空位的作用也是 CeO_2 氧化分解有机物的重要原因之一[19],由于 CeO_2 易产生氧空位,从而产生多余电子 (e^-) ,电子会由 CeO_2 纳米粒子转移至相互接触的 Fe_3O_4 粒子上,促进 Fe^{3+} 还原为 Fe^{2+} ,

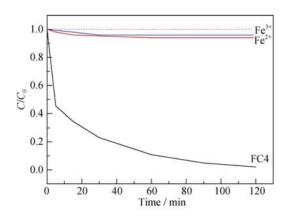


图 10 铁离子对降解氧氟沙星的影响

Fig. 10 Effect of iron ion on the degradation of ofloxacin

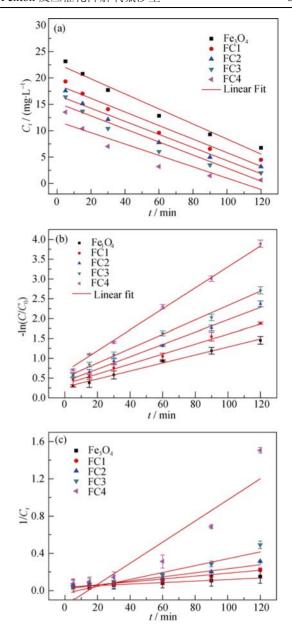


图 11 (a)零级、(b)一级和(c)二级反应动力学拟合 Fig. 11 Kinetic fitting of zero- (a), first- (b) and second- (c) order reaction

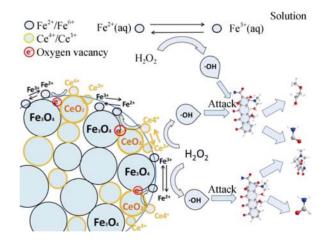


图 12 非均相 Fenton 反应的机理图

Fig. 12 Mechanism of heterogeneous Fenton reaction

零级、一级、二级动力学拟合相关系数

Table 2 Correlation coefficent of zero, first and second-order kinetic fitting

| R^2 | Fe_3O_4 | FC1 | FC2 | FC3 | FC4 |
|--------|-----------|----------|----------|----------|----------|
| Zero | 0.938825 | 0.916653 | 0.890551 | 0.845094 | 0.727916 |
| First | 0.982795 | 0.958715 | 0.977587 | 0.992056 | 0.991458 |
| Second | 0.927562 | 0.96293 | 0.873888 | 0.739858 | 0.616759 |

由于 Fe3+还原为 Fe2+是反应的关键控速步骤, 所以 纳米 CeO_2 的复合加快了表面($\equiv Fe^{2+}$ — $\equiv Fe^{3+}$)的循环、 从而显著提高了Fe₃O₄的催化性能。

3 结论

- 1) CeO₂/Fe₃O₄复合纳米粒子具有良好的顺磁性, 催化活性优于单一的 Fe₃O₄、CeO₂, 氧氟沙星降解 率随着 CeO₂ 含量、H₂O₂ 用量及溶液酸性的增加而 提高, 当 H₂O₂ 浓度为 100 mmol/L 以及 pH 为 3 时, CeO₂/Fe₃O₄(摩尔=0.780)-H₂O₂ 催化降解氧氟沙星的 效果最佳。
- 2) 磁性纳米 CeO₂/Fe₃O₄ 非均相 Fenton 反应催 化降解氧氟沙星遵循一级反应动力学, 铁离子溶出 率较低, 主要为催化剂表面的催化反应, 羟基自由 基(·OH)是反应过程产生的主要活性物种。
- 3) 磁性纳米 CeO₂/Fe₃O₄ 非均相 Fenton 反应催 化降解氧氟沙星过程中, Fe₃O₄与 CeO₂具有协同强 化机制, Fe_3O_4 与 CeO_2 表面的 Fe^{2+} / Fe^{3+} 和 Ce^{4+} / Ce^{3+} 同时催化 H₂O₂ 分解产生羟基自由基。此外, 由于 CeO₂ 易产生氧空位从而产生多余电子(e⁻), 电子转 移对 Fe₃O₄ 的催化反应起到协同强化的作用。

参考文献:

- [1] HE XIUTING, WANG ZHAOHUI, NIE XIANGPING, et al. Residues of fluoroquinolones in marine aquaculture environment of the Pearl River Delta, South China. Environmental Geochemistry and Health, 2012, 34(3): 323-335.
- [2] KIM SANG D., CHO JAEWEON, KIM IN S, et al. Occurrence and removal of pharmaceuticals and endocrine disruptors in South Korean surface, drinking, and waste waters. Water Research, 2007, 41(5): 1013-1021.
- [3] PI YUNQING, FENG JINGLAN, SONG MENGKE, et al. Degradation potential of ofloxacin and its resulting transformation products during Fenton oxidation process. Chinese Science Bulletin, 2014, 59(21): 2618-2624.
- [4] OLIVEIRA LUIZ C, RIOS RACHEL V R A, FABRIS JOSE' D, et al. Clay-iron oxide magnetic composites for the adsorption of contaminants in water. Applied Clay Science, 2003, 22(4): 169-177.
- [5] ANDREOZZI ROBERTO, CANTERINO MARISA, CAPRIO VINCENZO, et al. Use of an amorphous iron oxide hydrated as

- catalyst for hydrogen peroxide oxidation of ferulic acid in water. Journal of Hazardous Materials, 2008, 152(2): 870-875.
- [6] YEH C KUEI-JYUM, HSU CHI-YU, CHIU C H, et al. Reaction efficiencies and rate constants for the goethite-catalyzed Fentonlike reaction of NAPL-form aromatic hydrocarbons and chloroethylenes. Journal of Hazardous Materials, 2008, 151(2/3): 562-569.
- [7] WANG YANBIN, ZHAO HONGYING, ZHAO GUOHUA, et al. Iron compound-based heterogeneous Fenton catalytic oxidation technology. Progress in Chemistry, 2013, 25(8): 1246-1259.
- [8] LIOU MING-JER, LU MING-CHUN. Catalytic degradation of explosives with goethite and hydrogen peroxide. Journal of Hazardous Materials, 2008, 151(2/3): 540-546.
- [9] CHI YONGZHI, XI YULAN, LI X, et al. Preparation of a supported Fe/Ce/zeolite Fenton-like catalyst and its performance. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2012, 6(9): 3068–3072.
- [10] GE LIN, ZANG CHENGJIE, CHEN FENG. The enhanced Fentonlike catalytic performance of PdO/CeO2 for the degradation of acid orange 7 and salicylic acid. Chinese Journal of Catalysis, 2015, **36(3):** 314-321.
- [11] MI EUN IM, DE PHAM-CONG, JI YOON KIM, et al. Enhanced electrochemical performance of template-free carbon-coated iron(II, III) oxide hollow nanofibers as anode material for lithiumion batteries. Journal of Power Sources, 2015, 284: 392-399.
- [12] WANG YOU-FA, WU ZHOU-LI, LI WEN-RUN, et al. Spectroscopic properties of cerium doped YVO4 crystals and analysis on valence state of cerium ion. Acta Phys. Sin., 2012, 61(22): 228105.
- [13] ANDREOLI S, DEORSOLA F A, PIRONE R. MnOx-CeO2 catalysts synthesized by solution combustion synthesis for the low temperature NH₃-SCR. Catalysis Today, 2015, 253: 199-206.
- [14] HE JIE, YANG XIAO-FANG, ZHANG WEI-JUN, et al. Catalyzed oxidation of catechol by the heterogeneous Fenton-like reaction of nano-Fe₃O₄-H₂O₂ system. Environmental Science, 2013, 34(5): 1773-1781.
- [15] BOKARE ALOK D. CHOI WONYONG Review of iron-free Fenton-like systems for activating H₂O₂ in advanced oxidation processes. Journal of Hazardous Materials, 2014, 275: 121-135.
- [16] SHAO XIAOMEI, CHEN LING, LIU DEQI, et al. Research on influencing factors of the availably utilized ratios of H2O2 in Fenton reaction at room temperature. Environmental Science and Management, 2009, 34(3): 51-55.
- [17] WU QINGQIONG, DING CHUYUN, QIU MUQING. A Comparative Study of Decolorization of the Azo Dye by Fenton and Fenton-like reaction. Conference on Environmental Pollution and Public Health(CEPPH2011), China, 2011, 984-987.
- [18] LI WEIGUANG, WANG YONG, IRINI ANGELIDAKI. Effect of pH and H₂O₂ dosage on catechol oxidation in nano-Fe₃O₄ catalyzing UV-Fenton and identification of reactive oxygen species. Chemical Engineering Journal, 2014, 244: 1-8.
- [19] LAMBA RANDEEP, UMAR AHMAD, MEHTA SURINDER KUMAR, et al. CeO2-ZnO hexagonal nanodisks: efficient material for the degradation of direct blue 15 dye and its simulated dye bath effluent under solar light. Journal of Alloys and Compounds, 2015, **620:** 67-73.