

高铁酸钾及其优化工艺氧化降解吲哚的效能研究

张继红¹, 张国凯², 王乐心¹, 陈梦洁¹, 冯卓¹, 李亚男^{1*}
(1. 太原理工大学环境科学与工程学院, 山西 晋中 030600;
2. 中海国亚环保工程有限公司, 山西 太原 030006)

摘要:以吲哚为目标物,研究了高铁酸钾[Fe(VI)]降解吲哚的最佳条件,建立了反应动力学模型,并考察序批投加Fe(VI)以及Fe(VI)/H₂O₂优化工艺对吲哚的去除效果。结果表明,25℃、吲哚与Fe(VI)物质的量比为1:15、pH为7、反应15 min的条件下,吲哚的去除率为77.91%。吲哚的降解速率符合准一级反应动力学模型,其速率常数为0.134 68 s⁻¹。序批投加Fe(VI)5次时,吲哚的去除率提高到92.9%。*n*[Fe(VI)]:*n*(H₂O₂)为1:5时,吲哚的去除率提高到87.3%。

关键词:高铁酸钾 Fe(VI); 吲哚; 反应动力学; H₂O₂

中图分类号: X703

文献标志码: A

文章编号: 0253-4320(2021)08-0149-06

DOI: 10.16606/j.cnki.issn.0253-4320.2021.08.030

Study on efficiency of potassium ferrate and its optimized process in oxidative degradation of indole

ZHANG Ji-hong¹, ZHANG Guo-kai², WANG Le-xin¹, CHEN Meng-jie¹, FENG Zhuo¹, LI Ya-nan^{1*}

(1. College of Environmental Science and Engineering, Taiyuan University of Technology, Jinzhong 030600, China;

2. Chinaesa Group Environmental Protection Engineering Co., Ltd., Taiyuan 030006, China)

Abstract: Taking indole as the target substance, the optimal conditions for potassium ferrate [Fe(VI)] to degrade indole are studied, the reaction kinetics model is established, and the removal effect of indole by Fe(VI) and Fe(VI)/H₂O₂ optimized processes in sequential batches is investigated. The results show that the removal rate of indole reaches 77.91% when the temperature remains at 25℃, the mass ratio of indole to Fe(VI) is 1:15, the solution pH is 7, and the reaction lasts for 15 minutes. The degradation rate of indole accords with the quasi-first order reaction kinetic model, and the rate constant is 0.134 68 s⁻¹. When Fe(VI) is added for 5 times in sequential batches, the removal rate of indole increases to 92.9%. When the molar ratio of Fe(VI):H₂O₂ is 1:5, the removal rate of indole rises to 87.3%.

Key words: potassium ferrate; Fe(VI); indole; reaction kinetics; hydrogen peroxide

含氮杂环化合物(NHCs)是典型的难降解有机污染物,高浓度NHCs主要存在于焦化、制药和染料等各类工业废水中^[1-2]。具有覆盖面广、生物毒性高、可生化性低的特点。故对NHCs安全高效降解受到人们越来越多的关注。

吲哚正是一种难降解的NHCs,在工业废水中占有很大的比例^[3],有粪便气味,具有致畸、致癌、致突变的特性。由于氮原子的存在,其极性要高于同环类似物,从而具有更好的水文地质流动性,对人和水环境产生严重的危害^[4]。目前,针对吲哚的降解技术主要包括吸附法^[5-6]、化学氧化法^[7-8]和生物降解技术^[9-10]等。吸附法虽然能去除部分吲哚,但难以达到降解的目的;生物法普遍对条件要求苛刻,

而实际工业废水中成分复杂、水量不稳定,从而导致生物法在实际处理中效果较差;而化学氧化法因其较广的处理范围,降解速度快且效果较好,在降解有毒难降解有机物方面具有一定的优势。

吲哚的化学氧化包括电化学技术、芬顿技术、臭氧氧化法等。电化学技术的高耗能问题制约了其市场化发展^[7];臭氧氧化难以同时氧化多种有机物^[8],对含氮杂环类、多环芳烃和酚类等同时存在的实际工业废水处理效果较差;芬顿技术在应用过程中存在对试剂需求量大、pH要求高等问题。

高铁酸盐[Fe(VI)]是最著名的六价铁衍生物^[11],是一种高效的环境友好型化学强氧化剂,除了本身具有强氧化能力外,其被还原过程中产生氧

收稿日期:2020-09-30;修回日期:2021-06-03

基金项目:山西省基础研究计划项目(201801D121267);自然资源部生态地球化学重点实验室开放基金(ZSDHJJ201804);山西省基础研究计划项目(2015021119)

作者简介:张继红(1996-),女,硕士研究生,研究方向为水污染控制,1395842941@qq.com;李亚男(1983-),女,博士,副教授,研究方向为环境污染控制和生物修复技术,通讯联系人,yanan88191@163.com。

化能力更强的 Fe(V)、Fe(IV), 最终还原产物 Fe(III) 具有絮凝作用, 可进一步去除废水中的污染物^[12-13]。近年来, Fe(VI) 在净水方面取得了很大的成效^[14-15], Liu 等^[16]发现 Fe(VI) 对水库水中微量吡啶的去除约 65%, 对地下水样品中微量吡啶的去除率约 85%。Luo 等^[17]通过研究 Fe(VI) 对喹啉氧化中 Fe(VI) 的动力学随 pH(8.53~10.53) 和温度(21~36℃) 的变化, 揭示了在常规水处理中 Fe(VI) 对喹啉的氧化的可行性。另外, 由 Fe(VI) 衍生的优化工艺 Fe(VI)/过氧化氢、Fe(VI)/过硫酸盐和光催化/Fe(VI)^[18-19]等也被广泛用于处理含藻类、细菌、烃类衍生物等废水。笔者选取典型 NHCs 吡啶为研究对象, 进一步探究不同影响因素下 Fe(VI) 降解吡啶的动力学, 并考察 Fe(VI) 及其优化工艺对吡啶的去除效果。

1 材料与方 法

1.1 试剂与仪器

试剂: 吡啶(分析纯, 99%)、高铁酸钾(分析纯, 95%)、甲醇(色谱纯), 上海麦克林生化科技有限公司生产; 磷酸氢二钠、磷酸氢二钾、磷酸二氢钾、硼砂、H₂O₂(30%)、亚硫酸钠、氢氧化钠、盐酸等试剂均为分析纯, 太原津昌华科贸有限公司生产。

仪器: 电子天平; pH S-3C 型 pH 计; 六联磁力搅拌器(上海雷磁); 高效液相色谱仪(HPLC, 德国安捷伦)。HPLC 检测条件: 色谱柱 Infinity Lab Poroshell 120, 流动相由 70% 甲醇和 30% 水组成, 紫外检测器波长为 270 nm, 流速为 1 mL/min, 进样量为 100 μL, 色谱柱温度为 35℃。

1.2 实验方法

称取 25 mg 的吡啶固体粉末溶于 250 mL 的超纯水中, 搅拌 24 h 使之充分溶解, 配制质量浓度为 100 mg/L 吡啶母液。取一定量的吡啶母液, 用缓冲溶液稀释至目标吡啶质量浓度(10 mg/L)。其中, pH 为 5 和 6 的缓冲溶液由磷酸氢二钠配制; pH 为 7 和 8 的缓冲溶液由磷酸氢二钾和磷酸二氢钾配制; pH 为 9 的缓冲溶液采用硼砂配制。配置过程中用盐酸稀溶液和氢氧化钠稀溶液进行调节。

称取一定量的 Fe(VI) 固体粉末投加至含 10 mg/L 吡啶水溶液的 250 mL 烧杯中, 均匀连续搅拌, 反应开始并计时。磁力搅拌器转速为 500 r/min, 水浴温度为 25℃。按一定时间间隔取样 5 mL, 将水样注入含猝灭剂(20 μL 1 mol/L 的亚硫酸钠) 的小瓶中终止反应。随后将终止反应的溶液经 0.22 μm

有机滤膜过滤, 用 HPLC 测定吡啶浓度。每个条件下实验均设置 3 个重复。

1.3 反应动力学分析

对吡啶前 7 s 快速反应阶段进行动力学分析, 并测定吡啶浓度随反应时间的变化。Fe(VI) 氧化降解吡啶的动力学方程为:

$$-dc_{\text{吡啶}}/dt = k \cdot c_{\text{吡啶}}^{n_1} \cdot c_{\text{Fe(VI)}}^{n_2} \quad (1)$$

式中: k 为表观反应速率常数; $c_{\text{吡啶}}$ 、 $c_{\text{Fe(VI)}}$ 分别为吡啶和 Fe(VI) 平衡时的浓度; n_1 、 n_2 分别为吡啶和 Fe(VI) 的反应级数。

当 Fe(VI) 投加量过量时, 可将 Fe(VI) 含量在反应过程中可视为常数, 即 $k[\text{Fe(VI)}]^{n_2}$ 的值为不变的常数, 式(1)可简化为:

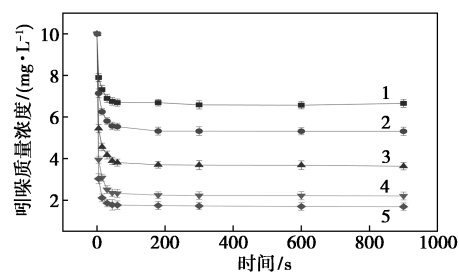
$$-dc_{\text{吡啶}}/dt = k_{\text{obs}} \cdot c_{\text{吡啶}}^{n_1} \quad (2)$$

式中: k_{obs} 为反应速率常数, $k_{\text{obs}} = k \cdot c_{\text{Fe(VI)}}^{n_2}$ 。

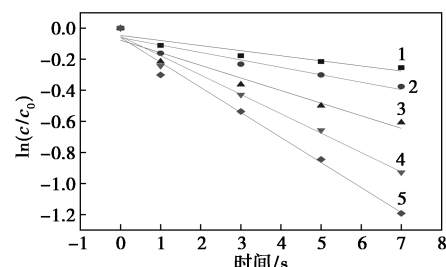
2 结果与讨论

2.1 Fe(VI) 初始浓度的影响

为考察 Fe(VI) 投加量对 Fe(VI) 降解吡啶的影响, 选取 $n(\text{吡啶}) : n[\text{Fe(VI)}]$ 分别为 1:5、1:8、1:10、1:15、1:20, 反应在 pH 为 7 的缓冲溶液中进行, 温度为 25℃, Fe(VI) 投加量对吡啶去除效果的影响及不同 Fe(VI) 投加量下的动力学拟合曲线如图 1 所示。



(a) Fe(VI) 投加量对吡啶去除效果的影响



(b) 动力学拟合曲线

1— $n(\text{吡啶}) : n[\text{Fe(VI)}] = 1:5$; 2— $n(\text{吡啶}) : n[\text{Fe(VI)}] = 1:8$;
3— $n(\text{吡啶}) : n[\text{Fe(VI)}] = 1:10$; 4— $n(\text{吡啶}) : n[\text{Fe(VI)}] = 1:15$;
5— $n(\text{吡啶}) : n[\text{Fe(VI)}] = 1:20$

图 1 Fe(VI) 投加量对吡啶去除效果的影响及其动力学拟合曲线

由图 1(a)可知,吡啶和 Fe(VI) 之间的反应非常迅速。在反应的前 7 s 发生 Fe(VI) 对吡啶的主要降解,随着中间产物的产生,吡啶进一步发生缓慢降解。加大 Fe(VI) 投加量对吡啶的去除有显著的促进影响,这是由于氧化剂投加量越高,其作用于吡啶的被攻击点位上(含氮五元环位置)的氧化剂量越充分^[16,20],越有利于吡啶的降解。随着 Fe(VI) 投加量加大, Fe(VI) 对吡啶的去除率从 32.49% 增加到 83.08%。然而,当 $n(\text{吡啶}):n[\text{Fe(VI)}]$ 由 1:15 增至 1:20 时,吡啶去除率仅仅增加了 5.17%。虽然 Fe(VI) 增多会使反应进行的更彻底,但考虑实际经济成本,当 $n(\text{吡啶}):n[\text{Fe(VI)}] = 1:15$ 时,吡啶的去除率可以满足实际需要。

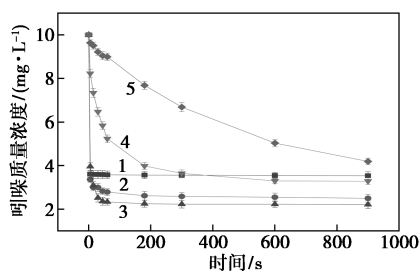
不同 Fe(VI) 用量下吡啶氧化降解的反应动力学拟合结果如表 1 所示。由图 1(b) 和表 1 中可以看出,将 $\ln(c/c_0)$ 与时间作图,在前 7 s 快速反应阶段存在显著的线性关系,吡啶的降解速率符合准一级反应动力学模型,将 $\ln k_{\text{obs}}$ 与 $\ln[\text{Fe(VI)}]^0$ 作图,拟合后发现二者存在明显的线性关系,斜率为 1.08,因此式(1)中 $n_2 = 1$ 。故 Fe(VI) 与吡啶的整体反应级数 $n = 2$ 。据相关文献报道, Fe(VI) 氧化降解许多有机化合物(如三氯生、双酚 A、间甲酚等)的整体反应符合二级反应,与本研究结果一致^[21-22]。

表 1 不同 Fe(VI) 投加量下的反应动力学参数

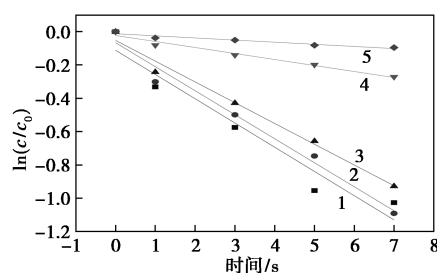
| $c[\text{Fe(VI)}]_0/(\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1})$ | 动力学方程 | R^2 | $k_{\text{obs}}/\text{s}^{-1}$ |
|--|-----------------|---------|--------------------------------|
| 0.436 | $y = -0.04163x$ | 0.92777 | 0.04163 |
| 0.684 | $y = -0.05943x$ | 0.94025 | 0.05943 |
| 0.855 | $y = -0.09584x$ | 0.96177 | 0.09584 |
| 1.282 | $y = -0.13468x$ | 0.98959 | 0.13468 |
| 1.710 | $y = -0.17244x$ | 0.99134 | 0.17244 |

2.2 pH 的影响

为考察 pH 对 Fe(VI) 氧化降解吡啶的影响,调节反应体系 pH 分别为 5、6、7、8、9,反应在缓冲液中进行,温度为 25℃,吡啶和 Fe(VI) 物质的量比为 1:15,pH 对吡啶去除效果的影响及不同 pH 下的动力学拟合结果如图 2 所示。



(a) pH 对吡啶去除效果的影响



(b) 不同 pH 下的动力学拟合曲线

1—pH=5;2—pH=6;3—pH=7;4—pH=8;5—pH=9

图 2 pH 对吡啶去除效果的影响及不同 pH 下的动力学拟合曲线

注: c 为反应时间为 t 时吡啶的质量浓度; c_0 为吡啶初始质量浓度。

由图 2(a)可知,pH 为 7 时,吡啶的去除率达到最大值 77.91%。当初始 pH 从 5 上升到 7 时,15 min 后吡啶的去除率从 64.61% 提高到 77.91%;pH 进一步上升到 9 时,吡啶的去除率却降低到 58.14%。可见,在中性环境中 Fe(VI) 氧化降解吡啶的效果最佳。

不同 pH 下吡啶氧化降解的反应动力学拟合结果如表 2 所示。由图 2(b) 和表 2 中可以看出,通过比较拟合优度(R^2)发现,反应在中性环境的拟合程度最好,在弱酸性和碱性环境中反应拟合程度较差。当反应体系的 pH 由 5 升至 7 时,吡啶降解的准一级反应速率常数(k_{obs})由 0.1668 s^{-1} 降至 0.13468 s^{-1} ;当 pH 由 7 升至 9 时, k_{obs} 进一步降至 0.01512 s^{-1} 。表明 Fe(VI) 与吡啶在弱酸性及中性环境中反应较快,远远高于其与吡啶在碱性环境中的反应速率。这是 Fe(VI) 在酸性条件下高氧化还原电位(2.2 V)导致该条件下的 Fe(VI) 具有较高的反应势能,有机物氧化降解的速率更快^[23]。而在碱性条件下, Fe(VI) 氧化还原电势较低(0.7 V),其反应活性相对偏弱, Fe(VI) 的氧化还原电位随着 pH 的升高而减小,故反应速率也随着 pH 的升高而减小。对于吡啶的降解效果来说,弱酸条件中 Fe(VI) 与水反应速率通常比目标化合物更快,或 H^+ 使 Fe(VI) 快速分解,导致 Fe(VI) 与吡啶的接触的概率与时间均不

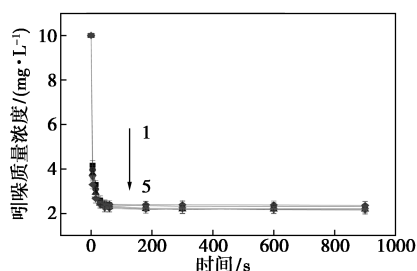
表 2 不同 pH 下的反应动力学参数

| pH | 动力学方程 | R^2 | $k_{\text{obs}}/\text{s}^{-1}$ |
|----|-----------------|---------|--------------------------------|
| 5 | $y = -0.1668x$ | 0.96511 | 0.16680 |
| 6 | $y = -0.1568x$ | 0.98618 | 0.15680 |
| 7 | $y = -0.13468x$ | 0.98959 | 0.13468 |
| 8 | $y = -0.04045x$ | 0.98031 | 0.04045 |
| 9 | $y = -0.01512x$ | 0.95739 | 0.01512 |

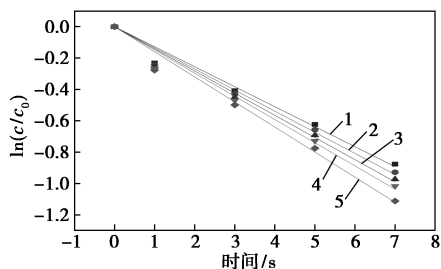
理想^[24],碱性条件下的 Fe(VI) 较低的氧化还原电位和反应活性使吡啶不能与 Fe(VI) 充分快速发生反应^[25],故在中性环境下,Fe(VI) 氧化还原电位不是最高,二者之间的反应速率也不是最快,吡啶最终降解效果却是最好。

2.3 温度的影响

为考察温度对 Fe(VI) 氧化降解吡啶的影响,控制温度分别为 15、25、30、35、45℃,吡啶和 Fe(VI) 的物质的量比为 1:15,反应在 pH 为 7 的缓冲溶液中进行,温度对吡啶去除效果的影响及动力学拟合曲线如图 3 所示。



(a) 温度对吡啶去除效果的影响



(b) 动力学拟合曲线

1—温度 = 15℃; 2—温度 = 25℃; 3—温度 = 30℃;
4—温度 = 35℃; 5—温度 = 45℃

图 3 温度对吡啶去除效果的影响及动力学拟合曲线

注: c 为反应时间为 t 时吡啶的质量浓度; c_0 为吡啶的初始质量浓度。

由图 3(a) 可知,随着温度的增高,吡啶的去除率表现出先升高后略有下降的趋势,15℃ 升至 35℃ 时,降解率由 76.78% 升至 78.85%; 温度继续升至 45℃ 时,降解率逐渐降低至 76.42%。35℃ 为吡啶的降解率达到最大时的温度。这是由于温度的提高影响了 Fe(VI) 的稳定性,加强其自分解成氧化性较低的物质^[12,26],温度过高对反应有不利影响。

由图 3(b) 和表 3 可以看出,温度提高了吡啶的反应速率,当温度从 15℃ 升至 45℃ 时, k_{obs} 由 0.127 52 s^{-1} 增加到 0.159 9 s^{-1} , k_{obs} 随着温度的升高而增加,降解速率和速率常数的增加随着温度升高而降低水黏

度系数,导致 Fe(VI) 活性增强的结果^[27]。由阿伦尼乌斯方程作图以及计算可知, $\ln k_{app}$ 和 $1/T$ 之间具有显著的线性关系 ($R^2 = 0.978 5$),反应的活化能 (E_a) 为 5.88 kJ/mol,说明反应极易发生,溶液中的 Fe(VI) 和吡啶转化为活化分子释放的能量足以促进反应发生,无需外部加热源,从而节省成本。综合实验结果分析,适当的升高温度,即在 35℃ 范围内,促进了分子间有效碰撞,有利于吡啶降解;在 35 ~ 45℃ 范围内时,温度使 Fe(VI) 的自分解作用增强,导致吡啶的降解率略有下降。

表 3 不同温度下的反应动力学参数

| 温度/℃ | 动力学方程 | R^2 | k_{obs}/s^{-1} |
|------|-----------------|---------|------------------|
| 15 | $y = -0.12752x$ | 0.98914 | 0.12752 |
| 25 | $y = -0.13468x$ | 0.98959 | 0.13468 |
| 30 | $y = -0.14133x$ | 0.98974 | 0.14133 |
| 35 | $y = -0.14801x$ | 0.98983 | 0.14801 |
| 45 | $y = -0.15994x$ | 0.99143 | 0.15994 |

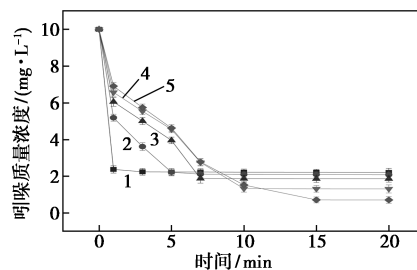
2.4 Fe(VI) 优化工艺对吡啶去除效果的影响

2.4.1 序批式投加 Fe(VI)

为考察序批式投加 Fe(VI) 对吡啶氧化降解的影响,反应在 pH 为 7 的缓冲溶液中进行,温度为 25℃、反应时间为 20 min。Fe(VI) 总投加质量浓度为 250 mg/L,分 1、2、3、4、5 次平均等量投加,投加时间间隔为 3 min。Fe(VI) 的具体投加方式如表 4 所示,不同投加方式下吡啶的去除率如图 4 所示。

表 4 Fe(VI) 投加时间点及投加质量浓度 mg/L

| 时间/min | 0 | 3 | 6 | 9 | 12 |
|--------|------|------|------|------|----|
| 1 | 250 | | | | |
| 2 | 125 | 125 | | | |
| 3 | 83.3 | 83.3 | 83.3 | | |
| 4 | 62.5 | 62.5 | 62.5 | 62.5 | |
| 5 | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 |



1—1 次; 2—2 次; 3—3 次; 4—4 次; 5—5 次

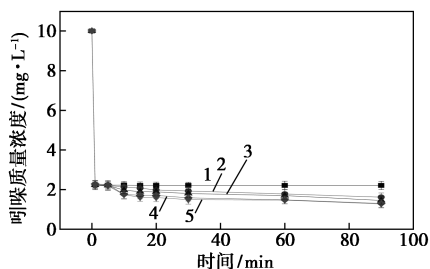
图 4 不同投加方式 Fe(VI) 对降解吡啶的影响

从表 4 和图 4 可知,Fe(VI) 总用量不变的情况下,分多次投加方式下反应 20 min 后,Fe(VI) 对吡

吡啶的去除效果均好于一次性投加的去除率(77.91%)。当投加次数为5次、投加时间间隔为3 min、每次投加质量浓度为50 mg/L时,吡啶的去除率提高到92.9%。这是由于Fe(VI)与吡啶的反应十分迅速,导致Fe(VI)与目标污染物接触不充分,故批序式投加Fe(VI)实现了其高效利用,延长了其与目标物的反应时间,显著提高了反应过程中吡啶的去除效果,这对实现Fe(VI)的工业化应用非常重要。

2.4.2 Fe(VI)/H₂O₂ 联用工艺

据相关文献报道,在氧化过程中,Fe(VI)可以转化为纳米级氢氧化铁,可作为Fenton反应的替代铁源^[28-29],加入H₂O₂可形成类Fenton试剂,进而强化对吡啶的去除。在反应的初始pH为7、温度为25℃、Fe(VI)的投加质量浓度为250 mg/L、预氧化反应5 min的条件下, $n[\text{Fe}(\text{VI})]:n(\text{H}_2\text{O}_2)$ 对吡啶去除率的影响如图5所示。



1— $n[\text{Fe}(\text{VI})]:n(\text{H}_2\text{O}_2)=1:0$; 2— $n[\text{Fe}(\text{VI})]:n(\text{H}_2\text{O}_2)=1:1$;
3— $n[\text{Fe}(\text{VI})]:n(\text{H}_2\text{O}_2)=1:3$; 4— $n[\text{Fe}(\text{VI})]:n(\text{H}_2\text{O}_2)=1:5$;
5— $n[\text{Fe}(\text{VI})]:n(\text{H}_2\text{O}_2)=1:10$

图5 H₂O₂不同投加量对Fe(VI)降解吡啶的影响

由图5可知,随着H₂O₂用量的增加,吡啶的去除率表现出先增加后降低的趋势。 $n[\text{Fe}(\text{VI})]:n(\text{H}_2\text{O}_2)$ 为1:0,即Fe(VI)单独投加反应90 min后吡啶降解了77.91%;当 $n[\text{Fe}(\text{VI})]:n(\text{H}_2\text{O}_2)$ 为1:1时,吡啶的去除率为83.81%; $n[\text{Fe}(\text{VI})]:n(\text{H}_2\text{O}_2)$ 增加到1:5时,吡啶的去除率增加到87.3%。相关研究表明,在pH 7.0的磷酸盐缓冲溶液中H₂O₂、Fe(III)和O₂是Fe(VI)降解的主要最终产物^[30]。前期Fe(VI)预氧化过程中被还原成的Fe(III)是一种原位混凝剂,Fe(III)沉淀催化导致Fe(VI)向Fe(IV)、Fe(V)转化以及H₂O₂的自降解^[30],并进一步催化H₂O₂与Fe(VI)反应生成Fe(IV)、Fe(III)^[31],预氧化后加入H₂O₂产生的羟基自由基增加吡啶降解率。但继续投加H₂O₂,吡啶

的去除率略有下降,这时过量的H₂O₂会竞争部分氧化剂或过量过氧化氢可作为羟基自由基的清除剂($\cdot\text{OH} + \cdot\text{OH} = \text{H}_2\text{O}_2$; $\cdot\text{OH} + \text{H}_2\text{O}_2 \longrightarrow \text{H}_2\text{O} + \text{HO}_2\cdot$)^[1,32-33],导致吡啶的去除率降低。

3 结论

(1)Fe(VI)氧化降解吡啶在15 min内基本完成,在温度为25℃、pH为7、吡啶与Fe(VI)的物质的量比为1:15的条件下,吡啶的去除率为77.91%。

(2)Fe(VI)降解吡啶的过程中,前7 s为快速反应阶段,吡啶的降解速率符合准一级反应动力学模型,其反应速率常数在弱酸性及中性条件下分别为0.166 8 s⁻¹和0.134 68 s⁻¹。Fe(VI)与吡啶的整体反应符合二级反应动力学模型。

(3)序批投加Fe(VI)以及Fe(VI)/H₂O₂联用均能有效提高吡啶的去除率。其中,当投加次数为5次时,吡啶的去除率由一次性投加时的77.91%提高到92.9%。当H₂O₂按Fe(VI)与H₂O₂物质的量比为1:5投加时,吡啶的去除率提高到87.3%。

参考文献

- [1] Rubio-Clemente A, Torres-Palma R A, Penuela G A. Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons in aqueous environment by chemical treatments; A review [J]. Science of the Total Environment, 2014, 478: 201-225.
- [2] Chen Z, Fang J Y, Fan C H, et al. Oxidative degradation of N-Nitrosopyrrolidine by the ozone/UV process: Kinetics and pathways [J]. Chemosphere, 2016, 150: 731-739.
- [3] Zhao Q, Han H, Xu C, et al. Effect of powdered activated carbon technology on short-cut nitrogen removal for coal gasification wastewater [J]. Bioresour Technol, 2013, 142: 179-185.
- [4] Erping B I, Schmidt T C, Haderlein S B. Sorption of heterocyclic organic compounds to reference soils; Column studies for process identification [J]. Environmental Science & Technology, 2006, 40 (19): 5962-5970.
- [5] Liao P, Yuan S, Zhang W, et al. Mechanistic aspects of nitrogen-heterocyclic compound adsorption on bamboo charcoal [J]. Journal of Colloid & Interface Science, 2012, 382(1): 74-81.
- [6] Zhao Q, Han H J, Jia S Y, et al. Adsorption and bioregeneration in the treatment of phenol, indole, and mixture with activated carbon [J]. Desalination & Water Treatment, 2015, 55(7): 1876-1884.
- [7] Xing X, Zhu X, Li H, et al. Electrochemical oxidation of nitrogen-heterocyclic compounds at boron-doped diamond electrode [J]. Chemosphere, 2012, 86(4): 368-375.
- [8] 于洋. 臭氧氧化去除水中吡啶类含氮污染物实验研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2012.
- [9] Ma Q, Liu Z, Yang B, et al. Characterization and functional gene analysis of a newly isolated indole-degrading bacterium Burkholderia sp. IDO3 [J]. Journal of Hazardous Materials, 2019, 367: 144-151.
- [10] Shi J, Huang W, Xu C, et al. Enhanced anaerobic degradation of

- quinoline and indole with the coupling of sodium citrate and polyurethane[J]. *Environmental Technology*, 2020, (1): 1-35.
- [11] Sharma V K. Potassium ferrate (VI): An environmentally friendly oxidant[J]. *Advances in Environmental Research*, 2004, 6: 143-156.
- [12] Yang B, Ying G G, Zhao J L, *et al.* Removal of selected endocrine disrupting chemicals (EDCs) and pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) during ferrate(VI) treatment of secondary wastewater effluents[J]. *Water Res*, 2012, 46(7): 2194-2204.
- [13] Lima M J, Silva C G, Silva A M T, *et al.* Homogeneous and heterogeneous photo-Fenton degradation of antibiotics using an innovative static mixer photoreactor[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, 310: 342-351.
- [14] Barisci S, Ulu F, Sillanpaa M. Evaluation of flurbiprofen removal from aqueous solution by electrosynthesized ferrate (VI) ion and electrocoagulation process [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 262: 1218-1225.
- [15] Han Q, Wang H J, Dong W Y, *et al.* Degradation of bisphenol A by ferrate(VI) oxidation: Kinetics, products and toxicity assessment [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 262: 34-40.
- [16] Liu Y L, Wang L, Huang Z S, *et al.* Oxidation of odor compound indole in aqueous solution with ferrate (VI): Kinetics, pathway, and the variation of assimilable organic carbon [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 331: 31-38.
- [17] Luo Z, Li X, Zhai J. Kinetic investigations of quinoline oxidation by ferrate(VI) [J]. *Environmental Technology*, 2015, 37(9-12): 1-19.
- [18] Chen Y Q, Xiong Y, Wang Z P, *et al.* UV/ferrate(VI) oxidation of profenofos: Efficiency and mechanism [J]. *Desalination & Water Treatment*, 2015, 55(2): 506-513.
- [19] Wu S H, Li H R, Li X, *et al.* Performances and mechanisms of efficient degradation of atrazine using peroxymonosulfate and ferrate as oxidants[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 353: 533-541.
- [20] Kumar A P, Ashutosh S, Hanhong B. Microbial degradation of Indole and its derivatives [J]. *Journal of Chemistry*, 2015, 2015: 1-13.
- [21] 杨滨, 应光国, 赵建亮. 高铁酸钾氧化降解三氯生的动力学模拟及反应机制研究[J]. *环境科学*, 2011, (9): 2543-2548.
- [22] Sharma V K. Ferrate (VI) and ferrate (V) oxidation of organic compounds; Kinetics and mechanism [J]. *Coordination Chemistry Reviews*, 2013, 257(2): 495-510.
- [23] Sharma V K, Zboril R, Varma R S. Ferrates: Greener oxidants with multimodal action in water treatment technologies [J]. *Acc Chem Res*, 2015, 48(2): 182-191.
- [24] 曲久辉, 林谔, 王立立. 高铁酸盐的溶液稳定性及其在水质净化中的应用[J]. *环境科学学报*, 2001, 21(6): 106-109.
- [25] Lee Y, Kissner R, Gunten U V. Reaction of ferrate(VI) with ABTS and self-decay of ferrate(VI): Kinetics and mechanisms [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(9): 5154-5162.
- [26] 李通, 刘国光, 刘海津, 等. 高铁酸盐氧化降解环丙沙星的实验研究[J]. *环境科学与技术*, 2014, 37(2): 123-128.
- [27] Sun Y, Sun M, Cheng W, *et al.* The examination of water potentials by simulating viscosity [J]. *Computational Materials Science*, 2007, 38(4): 737-740.
- [28] Anquandah G, Sharma V, Knight D, *et al.* Gardinali, P. Oxidation of trimethoprim by ferrate (VI): Kinetics, products, and antibacterial activity [J]. *Environ Sci Technol*, 2011, 45: 10575-10581.
- [29] Casbeer E, Sharma V, Zajickova Z, *et al.* Kinetics and mechanism of oxidation of tryptophan by ferrate (VI) [J]. *Environ Sci Technol*, 2013, 47: 4572-4580.
- [30] Lee Y, Kissner R, von Gunten, U. Reaction of ferrate (VI) with ABTS and self-decay of ferrate (VI): Kinetics and mechanisms [J]. *Environ Sci Technol*, 2014, 48: 5154-5162.
- [31] Jiang Y, Goodwill J, Tobiason J, *et al.* Effect of different solutes, natural organic matter, and particulate Fe(III) on ferrate(VI) decomposition in aqueous solutions [J]. *Environ Sci Technol*, 2015, 49: 2841-2848.
- [32] Jiang Y, Goodwill J, Tobiason J, *et al.* Bromide oxidation by ferrate (VI): The formation of active bromine and bromate [J]. *Water Res*, 2016, 96: 188-197.
- [33] Guo H, Gao N, Chu W, *et al.* Photochemical degradation of ciprofloxacin in UV and UV/H₂O₂ process: Kinetics, parameters, and products [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2013, 20(5): 3202-3213.
- [34] Tian F, Ma S, Xu B, *et al.* Photochemical degradation of iodate by UV/H₂O₂ process: Kinetics, parameters and enhanced formation of iodotrihalomethanes during chloramination [J]. *Chemosphere*, 2019, 221: 292-300. ■

(上接第 148 页)

- [12] 柯钰, 朱易春, 连军锋. 铁碳微电解去除水中硝酸盐影响因素的研究 [J]. *现代化工*, 2019, 39(7): 79-82.
- [13] Afkhami A, Madrakian T, Karimi Z, *et al.* The effect of acid treatment of carbon cloth on the adsorption of nitrite and nitrate ions [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, 144(1-2): 427-431.
- [14] Zhou H M, Lv P, Shen Y Y, *et al.* Identification of degradation products of ionic liquids in an ultrasound assisted zero-valent iron activated carbon micro-electrolysis system and their degradation mechanism [J]. *Water Research*, 2013, 47(10): 3514-3522.
- [15] 赵爽, 王永庆, 杨永愿, 等. 上流式 Fe⁰-沸石固定床去除水中的硝酸盐氮 [J]. *环境工程学报*, 2018, 12(1): 65-71.
- [16] Luo J H, Song G Y, Liu J Y, *et al.* Mechanism of enhanced nitrate reduction via micro-electrolysis at the powdered zero-valent iron/activated carbon interface [J]. *Journal of Colloid and Interface Science*, 2014, 435: 21-25.
- [17] Lee J Y, Sun Y Y, Choi S I, *et al.* Removal of mixed contaminants by Fe⁰-based biobarrier in flow-through columns using recycled waste materials [J]. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 2009, 11(3): 214-221.
- [18] 冯艳平, 李俊国, 毕娜, 等. 球形海绵铁还原去除水中硝酸盐的静态研究 [J]. *环境科学与技术*, 2008, (6): 14-18.
- [19] 杨家萍. 海绵铁对污水中氮形态转化的影响研究 [D]. 兰州: 兰州交通大学, 2013.
- [20] 朱易春, 李婷, 王佳琪, 等. 海绵铁及其组合材料 PRB 去除地下水中 NO₃-N 的效果分析 [J]. *现代化工*, 2017, 37(4): 100-104. ■