唐建军, 邹原. 2013. TiO₂-Fe³⁺可见光催化H₂O₂降解阿特拉津的协同效应[J]. 环境科学学报, 33(3): 736-741

Tang J J, Zou Y. 2013. The synergistic effects of atrazine degradation with H_2O_2 photocatalyzed by TiO₂-Fe³⁺ under visible irradiation [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 33(3):736-741

TiO₂ -**Fe**³⁺ 可见光催化**H**₂**O**₂降解阿特拉津的协同 效应

唐建军^{1,2,*},邹原¹

1. 深圳职业技术学院 建筑与环境工程学院,深圳 518055

2. 深圳市工业节水与城市污水资源化技术重点实验室,深圳 518055

收稿日期:2012-05-18 修回日期:2012-07-13 录用日期:2012-07-30

摘要:以内分泌干扰物阿特拉津为模型污染物,研究了 TiO₂-Fe³⁺可见光催化H₂O₂降解阿特拉津的协同效应.结果表明,在H₂O₂存在条件下, 金红石 TiO₂ 经可见光激发可持续稳定地产生·OH自由基,在 Fe³⁺协同作用下,·OH自由基生成量急剧增加;TiO₂ 能可见光催化H₂O₂降解阿 特拉津,金红石 TiO₂ 显示出较锐钛矿 TiO₂ 及混晶 TiO₂(TiO₂ P25)更高的催化活性,反应 60 min,阿特拉津的降解率可达 40%;以 Fe³⁺协同 TiO₂ 可见光催化H₂O₂降解阿特拉津时,反应效率显著加快,反应 5 min 即对阿特拉津的降解率达到 100%,而金红石 TiO₂ 显示出更为明显的 协同效应.

关键词:TiO2;Fe3+;可见光催化;过氧化氢;协同效应;羟基自由基

文章编号:0253-2468(2013)03-736-06 中图分类号:X131 文献标识码:A

The synergistic effects of atrazine degradation with H_2O_2 photocatalyzed by TiO_2 -Fe³⁺ under visible irradiation

TANG Jianjun^{1,2,*}, ZOU Yuan¹

1. School of Construction and Environmental Engineering, Shenzhen Polytechnic, Shenzhen 518055

2. Shenzhen Key Lab of Industrial Water Conservation & Municipal Wastewater Resources Technology, Shenzhen 518055

Received 18 May 2012 received in revised form 13 July 2012; accepted 30 July 2012

Abstract: The synergistic effects of atrazine degradation with H_2O_2 photocatalyzed by TiO_2 - Fe^{3+} were studied. The results indicated that •OH radicals could be constantly produced by rutile TiO_2 under visible irradiation with H_2O_2 addition, and the generation of •OH radicals increased sharply with the synergistic addition of Fe^{3+} . Atrazine could be degradated by TiO_2 visible – light photocatalysis with H_2O_2 addition. Rutile TiO_2 exhibited a better photocatalytic activity than anatase and mixed crystal TiO_2 (TiO_2 P25), and its degradation ratio could be 40% after 60 minutes reaction. Synergistic degradation of atrazine with H_2O_2 photocatalyzed by TiO_2 - Fe^{3+} was evidently fast with complete degradation after 5 minutes reaction, and rutile TiO_2 showed more evident synergistic effects.

Keywords: TiO2; Fe³⁺; visible light photocatalysis; hydrogen peroxide; synergistic effects; hydroxyl free radical

1 引言(Introduction)

TiO₂ 光催化作为一种基于羟基自由基(•OH) 过程的高级氧化技术,在降解水中有机污染物的应 用方面受到人们的广泛关注,但目前在实际操作过 程中还存在一些不足:一是 TiO₂ 的光响应范围仅限 于波长小于 387 nm 的紫外区,而太阳光谱中此部分 能量不到 5%;二是 TiO₂ 在紫外光激发下产生的电 子空穴对(e⁻-h⁺)很容易重新复合,导致光催化效 率有限.为拓宽 TiO₂ 的光响应范围至可见光区,研 究人员一是对 TiO₂ 继进行金属(许珂敬等,2006)或 非金属(Asahi *et al.*, 2001)元素掺杂,掺杂处理虽

作者简介: 唐建军(1973—), 男, 教授(博士), E-mail: tangjj7384@ sina. com; * 通讯作者(责任作者)

Biography: TANG Jianjun(1973-), male, professor(Ph. D.), E-mail; tangjj7384@ sina.com; * Corresponding author

基金项目:广东省自然科学基金(No. 2409K3080018);深圳市科技计划项目(No. 07K164D0)

Supported by the Natural Science Foundation of Guangdong Province (No. 2409K3080018) and the Program of Shenzhen Science & Technology Bureau (No. 07K164D0)

可拓宽 TiO₂ 的光吸收范围至可见光区,但也同时影响了 TiO₂ 的稳定性;二是基于光敏化的反应机理发展 TiO₂ 可见光催化反应(Wu et al., 1999),在这一反应中,当敏化剂(或染料污染物本身)的发色基团 被破坏后,反应也相应会停止,因此,对污染物的降解不彻底.为提高 TiO₂ 光催化的效率,在实际研究 及应用中可在反应体系中加入H₂O₂,但现有研究一般局限于紫外光催化方面(李青松等,2007).

研究发现, H₂O₂可吸附于 TiO₂ 表面形成复合物,并因此拓宽 TiO₂ 的光吸收范围至可见光区(Li et al., 2001; Ohno et al., 2001),使 TiO₂ 能可见光 催化H₂O₂降解水杨酸(Li et al., 2001)或苯酚(唐 建军等, 2009a; 2009b)等非染料类有机污染物.但 实验结果(唐建军等, 2009a; 2009b)也同时显示,这一反应还存在反应速率较低及H₂O₂利用率低等 不足.

与H,O,类似,Fe³⁺也是一种较分子氧(O,)更为 优良的电子(e⁻)受体,在TiO,光催化反应体系中 引入 Fe³⁺ 也是提高反应效率的有效途径. 但当 Fe³⁺ 转化为 Fe²⁺后,由于缺乏 Fe³⁺/Fe²⁺循环,反应速率 不再加快(吕学钧等, 2004). 如果反应体系中再存 在H₂O₂,则可发生光助 Fenton 反应,构成 TiO₂ 光催 化与光助 Fenton 反应的耦合. 研究表明 (Selvam et al., 2005),以TiO,光催化和光助Fenton反应协 同降解水中的有机污染物时,反应效率大于两者单 独作用时的加和.但现有的研究只是局限于紫外光 催化反应体系,或降解对象只是染料有机物的可见 光催化反应体系,且对两者产生协同效应的具体原 因及反应机理还缺乏足够的认识.基于此,本文以3 种晶型的 TiO_2 (锐钛矿、金红石及 P25 TiO_2)为光催 化剂,研究 Fe3+协同 TiO,可见光催化H,O,降解阿 特拉津的反应特性,并对反应体系的自由基活性物 也进行测试.

2 材料与方法(Materials and methods)

2.1 光催化实验

激发光源采用 CMH-250 型金卤灯光纤照射装置,功率200 W,发光波长范围 380~800 nm,滤光片规格为400 nm,光强 75.9 W·m⁻²,实验条件标记为 Vis. 催化剂采用 TiO₂ P25 及自制的锐钛矿 TiO₂(煅烧温度 400 ℃)、金红石 TiO₂(煅烧温度 900 ℃)、分别标记为 TIO-P25、TIO-A、TIO-R. XRD 物相分析及 BET 比表面积测试结果参数如表 1 所示. 模型污染

物阿特拉津(纯度 96.4%,山东农药鉴定所)的起始 浓度为 10 mg·L⁻¹,分子结构式及液相色谱图如图 1 所示. 溶液体积 50 mL,以浓度 1 mol·L⁻¹的 NaOH 及 1:5 的 H₂SO₄调节 pH 值. 除特别说明外,催化剂 TiO₂ 的浓度均为 1.0 g·L⁻¹, Fe³⁺(以 FeCl₃溶液形 式)浓度为 34 mg·L⁻¹, H₂O₂ 初始浓度为 1.1 mmol·L⁻¹,起始 pH 值为 3.1.

表1 TiO₂ 光催化剂的特征参数

Table 1 Characteristics of TiO ₂ photocatalysts			
编号	锐钛矿型含量	平均粒径/nm	比表面积 /(m ² ·g ⁻¹)
TIO-A	>99%	20	70
TIO-R	<1%	80	30
TIO-P25	75% ±5%	25	50



图 1 阿特拉津(10 mg·L⁻¹)的分子结构式及液相色谱图 Fig. 1 Molecule structural and HPLC spectra of atrazine

实验过程中,先将含阿特拉津及催化剂(TiO₂ 和 Fe³⁺)的悬浊液在暗态下搅拌15 min,再置于反 应器中进行光催化实验;反应一定时间后取样,水 样先经 Hitachi CR22G II 型高速冷冻离心机分离,再 经 0.45 μm 微孔滤膜过滤后用于浓度分析.

2.2 分析与测试

XRD 分析采用 X'Pent Pro 型 X 射线衍射仪,室 温,CuKα 源,40 kV,40 mA,X 射线波长 λ = 1.5406 nm,依据 Scherrer 公式计算平均粒径,并估算锐钛矿 相及金红石相的含量;BET 比表面积分析采用 3H-2000 型全自动氮吸附比表面仪;阿特拉津浓度分析 采用 Waters 2695 型高效液相色谱仪,其中,进样量 10 μL,流动相 V(乙腈):V(水) = 50:50,流速 1.0 mL·min⁻¹,分离柱 SYMMETRY C18(4.6 mm × 150 mm),2998PDA 检测器;光强采用 UV-A 型紫外辐照 计测定; ·OH自由基的测试采用 Hitachi F-7000 型 荧光分光光度计,以浓度 3.0 mmol·L⁻¹的对苯二甲 酸作为探针分子,溶液 pH 值为 11,用波长 312 nm 光源激发,以最大发射峰处(424 nm)的荧光强度间 接表示 ·OH的生成量.

3 结果(Results)

3.1 ·OH自由基的检测

图 2 为不同反应体系的 3D 荧光扫描谱图,其 中,溶液体系的 pH 为 11,反应时间 30 min,探针分 子对苯二甲酸的浓度为 3.0 mmol·L⁻¹.由图可知, 以 TIO-R 作光催化剂,且往反应体系加入起始浓度 为 2.2 mmol·L⁻¹的H₂O₂时,在波长 312 nm 光激发 下,422 nm 发射处有一很强的荧光峰,而不加入 H₂O₂时,则在 422 nm 发射处并未出现明显的荧 光峰.

·OH自由基是光催化反应体系中的主要活性物种,但对苯二甲酸可与其作用生成荧光物质二羟基对苯二甲酸(TA-OH).因此,在上述光催化反应体系中,荧光的产生是由于·OH自由基与对苯二甲酸生成TA – OH 的结果,而荧光强度越强,说明体系中产生的·OH自由基越多,即可通过对荧光峰及其强度的测试来判断反应体系是否产生·OH及其浓度大小.



图 2 对苯二甲酸溶液体系的荧光 3D 扫描光谱图(a. 不加 H₂O₂,b.加H₂O₂)

Fig. 2 The 3D scanned fluorescence spectroscopy of the supernatant liquid containing 3 mmol \cdot L $^{-1}$ TA (a. without $\rm H_2O_2$ addition, b. with $\rm H_2O_2$ addition)

图 3 为 3 种不同晶型组成的 TiO₂ 光催化剂在 Vis/H₂O₂条件下产生 ·OH的对比情况,其中,·OH 的生成量以 422 nm 发射处荧光峰的强度间接反映. 从图 3 可以看出,·OH的生成量随反应时间的延长 呈线性增大趋势;在相同反应时间内,以TIO-R 作光催化剂时,·OH的生成量最大,TIO-P25 次之,而以TIO-A 作光催化剂时,则基本没检测到·OH的生成.



图 3 三种 TiO₂ 光催化剂在 Vis/H₂O₂条件下 ·OH生成量对比 Fig. 3 Comparison of ·OH formation amount by three TiO₂

photocatalysts at the condition of Vis/H2O2

图4为TIO-R在不同反应条件下·OH生成量的对比情况.由图可知,反应体系中有催化剂TIO-R或Fe³⁺而不存在H₂O₂时,检测不到·OH的生成;在H₂O₂存在条件下,加入催化剂TIO-R或Fe³⁺均能检测到·OH的生成,Fe³⁺催化H₂O₂生成·OH的效果较TIO-R更明显;而以TIO-R和Fe³⁺协同可见光催化H₂O₂时,反应体系检测到·OH的生成量急剧增大,但在反应较短时间后(约8min),·OH生成量的增长幅度趋于平缓,其原因可能是此时H₂O₂已基本反应完全.



图4 不同反应条件下·OH生成量对比

Fig. 4 Comparison of \cdot OH formation amount at different conditions

3.2 不同反应条件的影响

图 5 为锐钛矿、金红石及混晶 TiO₂ (TIO-A、 TIO-R、TIO-P25)可见光催化H₂O₂降解阿特拉津的

情况. 由图可知,在H₂O₂存在条件下,3种晶型的 TiO₂均能可见光催化降解阿特拉津,且TIO-R显示 出较TIO-A及TIO-P25更高的催化活性;但在无 H₂O₂存在的条件下,则3种晶型的TiO₂对阿特拉津 均无降解效果. 与类 Fenton反应降解阿特拉津(图 6)相较而言,这一反应效率不高,反应 60 min,TIO-R的降解率仅为40%,而反应45 min,以类 Fenton 反应降解阿特拉津的降解率可达100%,这与图4 中不同反应体系·OH自由基的测试结果一致.



图 5 催化剂晶型及H₂O₂对阿特拉津降解的影响







Fig. 6 The experimental results of atrazine degradation with ${\rm H_2O_2}$ photocatalyzed by Fe^3 $^+$

图 7 为 TiO₂-Fe³⁺协同可见光催化H₂O₂降解阿 特拉津的情况.由图可知,Fe³⁺协同 TiO₂(锐钛矿、 金红石及混晶)可见光催化H₂O₂降解阿特拉津时, 反应速率显著加快,反应 5 min 降解率即可达到 100%,且 TIO-R 显示出较 TIO-A 及 TIO-P25 更为明







图 8 为 TIO-R 在不同反应条件下降解阿特拉津的情况. 在没有 H_2O_2 存在的条件下,单纯 TIO-R 及 Fe³⁺ 对阿特拉津基本无降解作用,反应体系阿特拉津基本无降解作用,反应体系阿特拉津速度减少不到 5%,这是由 TIO-R 吸附作用或 Fe³⁺ 的氧化作用引起的; TIO-R 虽能可见光催化 H_2O_2 降解阿特拉津,但催化活性较低. H_2O_2 存在条件下,在相同反应条件下,浓度为1g·L⁻¹的 TIO-R 反应 60 min 后对阿特拉津的降解率约为40%,而浓度 34 mg·L⁻¹的 Fe³⁺反应 45 min 后对阿特拉津的降解率可达 100%; 以 Fe³⁺ 协同 TIO-R 可见光催化 H_2O_2 降解阿特拉津时,反应速率显著加快,明显大于两者单独作用时的加和,经 5 min 即可完全降解,这与图 4 中不同反应体系·OH自由基的测试结果一致.





Fig. 8 The degradation of atrazine by TIO-R at different conditions

4 讨论(Discussion)

阿特拉津是一种非染料类有机物,仅对波长小于 300 nm 的紫外线有吸收作用,不能吸收 400 nm 以上的可见光形成激发态;TiO₂ 光催化剂本身也不能吸收 400 nm 以上的可见光,因此,在TiO₂/Vis 条件下对阿特拉津无降解作用.当往反应体系加入 H₂O₂时,虽然H₂O₂也只能吸收波长小于 330 nm 的紫外线而分解产生 ·OH(Li *et al.*, 2001),但由于 H₂O₂能吸附于 TiO₂ 表面形成复合物,并因此拓宽 TiO₂ 的光吸收范围至可见光区(Li *et al.*, 2001; Ohno *et al.*, 2001),导致在H₂O₂存在条件下阿特拉 津的可见光催化降解;TIO-R 显示出较 TIO-A 及 TIO-P25 更高的催化活性,是因为H₂O₂吸附于金红 石 TiO₂ 表面形成更为特殊的 η^2 -peroxide 结构,并因 此涉及降解阿特拉津不同的反应途径所致(唐建军 等, 2009a;2009b).

在 Vis/H₂O₂条件下,以 TIO-R 作光催化剂时, 以荧光法检测到反应体系 ·OH自由基浓度最高,而 以 TIO-A 作光催化剂时,则基本检测不到 ·OH自由 基的生成,但 TIO-A 在降解阿特拉津时也显示较好 的催化活性(图 5).这是因为H₂O₂吸附于锐钛矿 TiO₂表面形成 on-top 或 μ -peroxide 结构,吸附于金 红石 TiO₂表面则形成 η^2 -peroxide 结构; η^2 -peroxide 结构在光照下生成游离自由基 ·OH,而 on-top 或 μ peroxide 结构则在光照下生成表面自由基 ·OH及超 氧自由基 O₂⁻⁻(Hirakawa *et al.*, 2007).由于荧光法 只能测试进入溶液体系并与探针分子邻苯二甲酸 反应生成荧光物质羟基邻苯二甲酸的 ·OH,因此, 以 TIO-A 作光催化剂时不能检测到 ·OH自由基的 生成,但却能降解阿特拉津.

光助 Fenton 反应的实质就是进行 $Fe^{3+7}Fe^{2+}$ 循 环,而 $Fe(OH)_2^{2+}$ 等铁系化合物的光吸收范围仅限 于波长低于 400 nm 的紫外区(Xie *et al.*, 2000).在 本研究可见光催化降解阿特拉津的反应中, Fe^{2+} 不 能通过吸收波长低于 400 nm 的紫外线或光敏化作 用这两种途径而再生.初步分析反应体系产生显著 协同效应的原理是: H_2O_2 吸附于 TiO_2 表面形成复合 物,经可见光激发后引发初级反应生成一些还原性 中间体(苯环结构等),还原性中间体与 Fe^{3+} 形成复 合物,对 Fe^{3+} 的还原作用成为 Fe^{2+} 再生的主要途径 (Du *et al.*, 2006; Jiang *et al.*, 2010),从而促进 Fe^{3+}/Fe^{2+} 循环,形成多渠道的反应途径,达到提高 反应速率及H₂O₂利用率的目的. TIO-R 显示出较 TIO-A及 TIO-P25 更为明显的协同效应,是因为 TIO-R可见光催化H₂O₂降解阿特拉津的反应途径主 要发生在溶液里,反应过程生成的中间产物浓度更 高(唐建军等, 2011).

5 结论(Conclusions)

1) TiO₂ 能可见光催化H₂O₂降解阿特拉津,但 反应效率较 Fe³⁺明显低,而以 TiO₂-Fe³⁺可见光催化 H₂O₂降解阿特拉津时则显示出明显的协同效应,反 应 5 min 降解率即可达到 100%,且金红石 TiO₂ 显 示出更为明显的协同效应.

2)在H₂O₂存在条件下,金红石 TiO₂ 可持续稳 定地产生·OH自由基,在 Fe³⁺的协同作用下,·OH 自由基的生成量急剧增加,但以锐钛矿 TiO₂ 为光催 化剂时,以荧光法检测不到·OH自由基的生成.

3) TiO₂-Fe³⁺产生明显协同效应的机理与反应 体系生成的中间产物及中间产物与 Fe^{3+/}Fe²⁺循环 关系等密切相关,具体原因有待进一步深入研究.

责任作者简介:唐建军(1973—),男,博士,教授,主要从事 水污染控制化学等方面的研究. E-mail: tangjj7384@ sina.com.

参考文献(References):

- Asahi R, Ohwika T, Morikawa T, et al. 2001. Visible-light photocatalysis in nitrogen-doped titanium oxides[J]. Science, 293(13): 269-276
- Du Y X, Zhou M H, Lei L C, et al. 2006. Role of the intermediates in the degradation of phenolic compounds by Fenton-like process[J]. J Hazard Maters, 136: 859-862
- Hirakawa T, Yawata K, Nosaka Y. 2007. Photocatalytic reactivity for O_2^{--} and $OH \cdot radical$ formation in anatase and rutile TiO_2 suspension as the effect of H_2O_2 addition [J]. Appl Catal A: General, 325 (1): 105-111
- Jiang C C, Pang S Y, Ma J, et al. 2010. A new insight into Fenton and Fenton-like processes for water treatment [J]. J Hazard Maters, 174: 813-816
- 李青松,高乃云,马晓雁,等. 2007. TiO₂ 光催化降解水中内分泌干 扰物 17β-雌二醇[J].环境科学, 28(1): 120-125
- Li X Z, Chen C C, Zhao J C. 2001. Mechanism of photodecomposition of H₂O₂ on TiO₂ surfaces under visible light irradiation [J]. Langmuir, 17: 4118-4122
- 吕学钧,许宜铭,赵进才,等. 2004. Fe(Ⅲ)参与 TiO₂ 光催化降解 X3B 的反应机理研究[J].化学学报,62(16):1455-1459
- Ohno T, Masaki Y, Hirayama S, et al. 2001. TiO₂ photocatalyzed epoxidation of 1-decene by H₂O₂ under visible light[J]. J Catal,

204: 163-168

- Selvam K, Muruganandham M, Swaminathan M. 2005. Enhanced heterogeneous ferrioxalate photo-fenton degradation of reactive orange4 by solar light[J]. Solar Energy Materials & Solar Cell, 89: 61-74
- 唐建军,范小江,邹原,等. 2009a. H₂O₂在 TiO₂ 可见光催化反应中的作用机理[J].中国有色金属学报, 19(2):292-297
- 唐建军,范小江,邹原,等. 2009b. 自由基抑制剂对不同晶型 TiO₂ 光 催化反应的影响[J].北京化工大学学报, 36(3): 368-371
- 唐建军,范小江,邹原,等. 2011. TiO2 可见光催化H2O2降解水中的

有机污染物[J]. 中国有色金属学报, 21(8): 2017-2022

- Wu T X, Lin T, Zhao J C, et al. 1999. TiO₂-assisted photodegradation of dyes. 9. photooxidation of a squarylium cyanine dye in aqueous dispersions under visible light irradiation [J]. Environ Sci Technol, 33:1379-1387
- Xie Y D, Chen F, Zhao J C, et al. 2000. Photoassisted degradation of dyes in the presence of Fe³⁺ and H_2O_2 under visible irradiation [J]. J Photochem Photobiol A: Chem, 136: 235-239
- 许珂敬,杨新春,李正民. 2006. 离子掺杂对纳米 TiO₂ 薄膜光催化 性能的影响[J]. 中国有色金属学报,16(5): 847-852