

TiO₂ 光催化降解水中内分泌干扰物 17 β -雌二醇

李青松¹, 高乃云^{1*}, 马晓雁¹, 汪力¹, 赵建夫¹, 乐林生²

(1. 同济大学污染控制与资源化研究国家重点实验室, 上海 200092; 2. 上海市自来水市北有限公司, 上海 200086)

摘要: 以低压汞灯为光源, 采用间歇式光氧化反应器, 研究了 17 β -雌二醇(E2)在纳米 TiO₂ (Degussa P-25) 悬浆体系中的光催化降解. 考察了溶液 pH、E2 初始浓度、TiO₂ 光催化剂投加量、UV 光强、H₂O₂、O₂ 对 E2 光催化降解的影响. 结果表明, TiO₂ 光催化工艺可以有效地去除水中的 E2, E2 的光降解过程符合一级反应动力学模型; TiO₂ 投加量为 200 mg/L 时, 在 14 W 低压汞灯照射下, 初始浓度为 400 μ g/L 的 E2 在自来水中的光降解一级反应速率常数为 0.018 min⁻¹, E2 的光催化降解速率常数与其初始浓度、TiO₂ 光催化剂的用量、溶液的 pH 值、UV 光强等因素有关; 外加 H₂O₂、O₂ 可以影响催化剂的光降解效率.

关键词: TiO₂; 光催化; 内分泌干扰物; 17 β -雌二醇; 光降解速率常数

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)01-0120-06

Photocatalytic Endocrine Disruptor 17 β -Estradiol(E2) in Drinking Water by Nano Titanium Suspended System

LI Qing-song¹, GAO Nai-yun¹, MA Xiao-yan¹, WANG Li¹, ZHAO Jian-fu¹, LE Lin-sheng²

(1. State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. Shanghai Waterworks Shibei Co. Ltd, Shanghai 200086, China)

Abstract: Photocatalytic degradation of endocrine disruptor 17 β -estradiol (E2) in drinking water by nano titanium (Degussa P-25) suspended system was studied in a low pressure mercury lamp batch photo-reactor. Effects of reaction pH, E2 concentration, applied TiO₂ dose, UV light power, H₂O₂, O₂ were investigated respectively. The results show that the removal of E2 was effectively, The rate of photodegradation in aqueous solution followed first-order kinetics. When TiO₂ was dosed as 200 mg/L, irradiated by a 14 W low pressure mercury vapor discharge lamp, the first order photodegradation rate constant of E2 (initial concentration was 400 μ g/L) in tap water was 0.018 min⁻¹. The photodegradation rate constant of E2 was related to the influential factors mentioned above and that it can be affected by add H₂O₂, O₂.

Key words: TiO₂; photocatalytic; endocrine disruptor; 17 β -estradiol; photodegradation rate constant

近年来, 供水中的内源性和外源性甾体雌激素引起了人们的极大关注^[1]. 3 种主要的人类甾体雌激素是 17 β -雌二醇(17 β -estradiol, E2)、雌三醇、雌酮. 其中 17 β -雌二醇是雌效应最强的天然甾体雌激素, 这些物质在极低的浓度时(0.1 ng/L)就能表现出极强的生物效应^[2]. 月经期女性每天约排放 3.5 μ g 17 β -雌二醇, 而妊娠期妇女的排放量增加为 259 μ g^[3]. 近年来, 17 β -雌二醇被报道为水体中的一种重要的内分泌干扰物. 常规的水和废水处理不能完全有效地去除水体中的 E2, 因此, 为了去除水中的 E2 必须研究新的去除工艺将其降低到无害的水平^[4,5].

光催化氧化是近年来发展起来的水处理新技术, 其方法简便, 氧化能力极强, 在足够的时间里, 通常能将水中的有机污染物氧化为 CO₂ 和 H₂O 等简单无机物, 具有节能、高效、无二次污染的特点, 近年来有不少关于光催化降解有机污染物的报道^[6,7]. 二氧化钛因其无毒, 催化活性高和氧化能力强等优点常作为光催化反应中的催化剂. 当 TiO₂ 受到紫外光

照射时, 价层电子被激发到导带, 产生具有很强活性的光生电子(e⁻)和空穴(h⁺), 在水体中, 电子与空穴分离并迁移到 TiO₂ 粒子表面的不同位置, 氧化和还原吸附在粒子表面的有机污染物^[8].

本实验采用二氧化钛悬浆体系研究了二氧化钛光催化降解 17 β -雌二醇(E2)的效果和影响因素及多相光催化氧化反应中有关反应速度的动力学规律, 同时也考察了 O₂、H₂O₂ 等氧化剂对降解反应的影响.

1 材料与方法

1.1 试验装置与方法

光降解反应在一个 6 L 的管状不锈钢反应器中进行, 如图 1 所示. 反应器内置美国产菲力普 14 W 低压汞灯 (GPH287T5L/4P USA LIGHT SOURCES

收稿日期: 2006-02-20; 修订日期: 2006-04-02

基金项目: 上海市科学技术委员会基础研究重点项目(05JC14059); 国家高技术研究发展计划(863)项目(2002AA601130, 2004AA649410)

作者简介: 李青松(1979~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为水处理理论与技术, E-mail: leetsingsong@sina.com

* 通讯联系人, E-mail: gaonaiyun@sina.com

INC.), 工作波长为 254 nm, 紫外灯外罩有一层石英玻璃套管. 光强采用北京师范大学光电仪器厂生产的紫外测光仪测定, 光强测定点距紫外灯管 10 cm.

试验在完全混合间歇式条件下运行: 先把 E2 溶解在 1 mmol/L 氢氧化钠溶液中, 然后加 1 mmol/L 的硝酸中和配制成浓溶液^[9], 反应器内加入 E2 浓溶液配制成一定浓度的水样, 然后加入一定量的 TiO₂, 启动水泵完全混合 5 min 后开启紫外灯, 并开始计时, 在设定的时间间隔内, 从反应器中取出 30 mL 水样过 0.45 μm 微孔滤膜后及时进行水质分析.

1.2 试验方法

1.2.1 试验水质

试验中采用市政管网自来水配制 E2 反应液, 自来水水质指标如表 1 所示.

1.2.2 E2 的测定

E2 的浓度采用高效液相色谱仪(岛津 LC-2010AHT)测定; 使用 shim-pack VP-ODS 色谱柱(150 mm×4.6 mm i.d.); 流动相为乙腈和水; 流动相流速 0.8 mL·min⁻¹; 检测波长: 279 nm.

试验所用 E2 为色谱纯, 购自 ALDRICH 公司. 乙腈为 HPLC 级, SIGMA 公司生产. 双氧水浓度 30% (分析纯), TiO₂ 颗粒为德国 Degussa 公司的 P-25(锐钛相/金红石相体积分数约为 4:1, 比表面积约为 50 m²·g⁻¹, 平均粒径约为 30 nm). 氧气纯度大于 99%. 用 H₂SO₄ 和 NaOH(上海化学试剂公司, 分析纯)调节溶液 pH 值.

2 结果与讨论

2.1 光强对光降解反应的影响

通过改变紫外灯的辐照强度来考察光强对自来水中 E2 光降解效果的影响. 图 2 显示了在不同强度紫外光辐照条件下对 E2 的光降解曲线进行一级动力学方程拟合的曲线. 实验条件: [E2]₀ = 400 μg/L, [TiO₂]₀ = 200 mg/L, pH 为 6.83 ~ 6.88.

可以看出, E2 在不同光强条件的光降解反应均很好的符合一级反应动力学模型. 表 2 为不同光强条件下 E2 光降解一级反应动力学方程拟合结果.

从表 2 中可知, 光降解反应的一级反应速率常

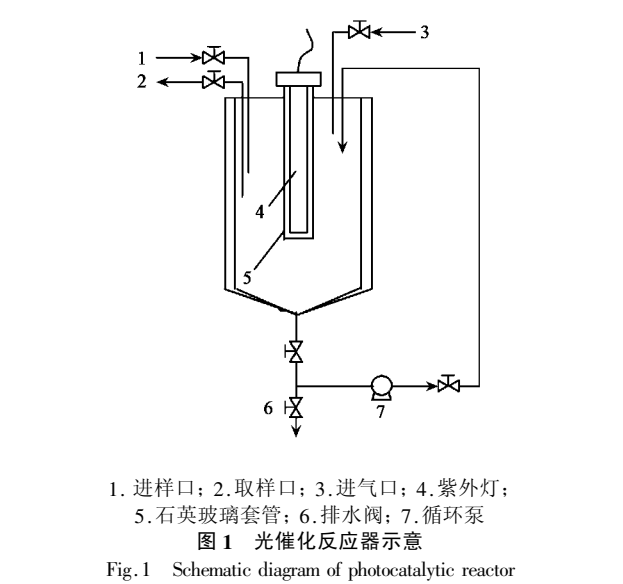


表 1 试验水质
Table 1 Characteristics of the experimental water

水质指标	pH	TOC/mg·L ⁻¹	浑浊度/NTU	电导率/μS·cm ⁻¹	UV ₂₅₄ /cm ⁻¹
自来水	6.83 ~ 6.88	4.601 ~ 7.023	0.15 ~ 0.45	606 ~ 720	0.090 ~ 0.123

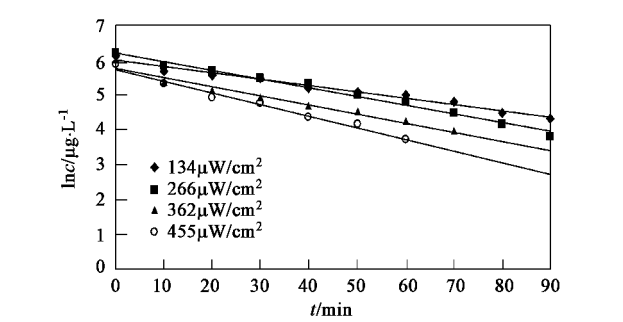


图 2 不同光强时 E2 光降解拟合曲线
Fig. 2 Photodegradation fitting curve of E2 at different UV light intensity

表 2 不同光强时 E2 一级反应动力学参数
Table 2 Photodegradation kinetic parameters of E2 at different UV light intensity

光强/μW·m ²	一级反应动力学方程	K/min ⁻¹	R ²
134	ln c = -0.018 0t + 5.988 4	0.018 0	0.975 8
266	ln c = -0.025 0t + 6.201 5	0.025 0	0.986 3
362	ln c = -0.026 3t + 5.777 6	0.026 3	0.964 5
455	ln c = -0.033 3t + 5.733 2	0.033 3	0.979 2

数受光强影响较大. 将不同光强下的一级反应速率常数进行拟合, 可以得到如下关系:

$$K = 2.14 \times 10^{-4} I - 243.62 \quad (R^2 = 0.9518)$$

式中 K 为表观反应系数 (min^{-1}); I 为辐照光强

($\mu\text{W}\cdot\text{cm}^2$)

可以看出反应速率常数随着 UV 辐射量的增加而增大. 因为光强增加, 照射到催化剂表面的光量子数增多, 因而使更多的半导体电子被激发产生高能电子-空穴对^[10]. 此外紫外光还能使溶液中的有机物产生活性, 因而反应速率也会随之提高. 因此, 可以通过增加紫外照射光强, 来提高 E2 光催化降解的效率.

2.2 催化剂用量的影响

固定光照时间 1.5 h, 改变催化剂的投加量, 考察不同二氧化钛投加量对 E2 的光催化降解的影响. 实验条件: $[\text{E2}]_0 = 400\ \mu\text{g/L}$, 光强为 $134\ \mu\text{W}\cdot\text{cm}^2$, pH 为 6.83 ~ 6.88. 不同 TiO_2 投加量时 E2 的光降解一级动力学方程拟合曲线及方程见图 3 和表 3.

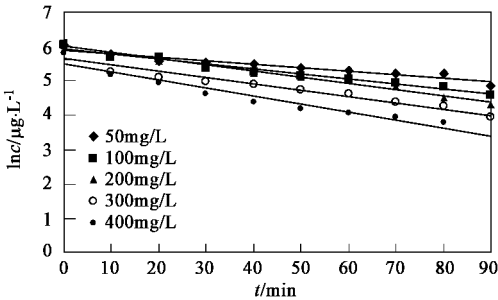


图 3 不同二氧化钛投加量时 E2 光降解拟合曲线
Fig.3 Photodegradation fitting curve of E2 at different TiO_2 dosage

表 3 不同二氧化钛投加量时 E2 一级反应动力学参数			
Table 3 Photodegradation kinetic parameters of E2 at different TiO_2 dosage			
TiO_2 投加量 / $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	一级反应动力学方程	K/min^{-1}	R^2
50	$\ln c = -0.0104t + 5.9045$	0.0104	0.9191
100	$\ln c = -0.0146t + 5.9152$	0.0152	0.9729
200	$\ln c = -0.0180t + 5.9884$	0.0180	0.9758
300	$\ln c = -0.0184t + 5.6700$	0.0184	0.9216
400	$\ln c = -0.0235t + 5.4782$	0.0235	0.9389

试验中催化剂的投加量在在 50 ~ 400 mg/L 的范围之间. 从表 3 可以看出, 在试验范围内随着催化剂用量的增加, E2 的光催化降解速率常数也随之增加, 反应速率加快, 由 50 mg/L 时的 $0.0104\ \text{min}^{-1}$ 增加到 400 mg/L 时的 $0.0235\ \text{min}^{-1}$. 这是因为在一定的催化剂投加范围内, 随着液相体系中 TiO_2 的增多, 吸收光子的几率增大. 增加催化剂 TiO_2 的用量能产生更多的活性物质, 产生更多的光生电子(e^-)和空穴(h^+)数目^[11], 因而使 E2 的光催化氧化速率加快.

有报道指出 TiO_2 投量太多时容易造成颗粒对紫外光的散射, 对光照起遮蔽作用, 影响反应体系对光的充分吸收, 从而导致光催化氧化效率的降低^[12]. 但是在本试验的投加量范围内没有出现光催化效率降低的现象.

2.3 E2 初始浓度的影响

用自来水配制成不同浓度的 E2 反应液进行降解, 考察初始浓度对 E2 光催化降解的影响. 实验条件: 光强为 $134\ \mu\text{W}\cdot\text{cm}^2$, $[\text{TiO}_2]_0 = 200\ \text{mg/L}$ (后面实验若无特别说明, TiO_2 的投加量均为 200 mg/L), pH 为 6.83 ~ 6.88. 不同初始浓度时 E2 的光催化降解一级动力学方程拟合曲线及方程见图 4 和表 4.

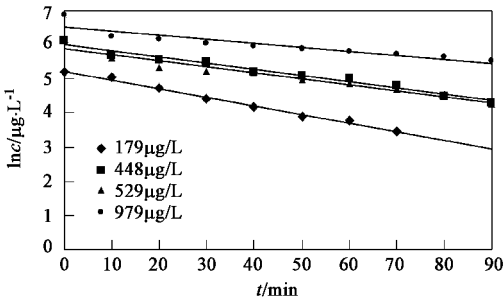


图 4 不同初始浓度条件下 E2 光降解拟合曲线
Fig.4 Photodegradation fitting curve of E2 at different initial concentration

表 4 不同初始浓度 E2 一级反应动力学参数			
Table 4 Photodegradation kinetic parameters of E2 at different initial concentration			
E2 初始浓度 / $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	一级反应动力学方程	K/min^{-1}	R^2
179	$\ln c = -0.0252t + 5.1278$	0.0252	0.9940
448	$\ln c = -0.0180t + 5.9884$	0.0180	0.9758
529	$\ln c = -0.0177t + 5.8754$	0.0177	0.9417
979	$\ln c = -0.0117t + 6.5170$	0.0117	0.8409

由表 4 可见, 4 组不同初始浓度的 E2 光降解反应很好地符合一级反应动力学模型, E2 的光催化降解速率常数与初始浓度有很大关系. E2 初始浓度分别为 179、248、529 和 979 $\mu\text{g/L}$ 时, 一级反应速率常数分别为 0.0252 、 0.018 、 0.0177 和 $0.0117\ \text{min}^{-1}$. E2 的反应速率常数随着初始浓度的增加逐渐降低. 这一现象可以通过光催化降解机理解释. TiO_2 表面上光生电子和空穴的复合可以在小于 $10^{-9}\ \text{s}$ 内完成; 但载流子被俘获的速率相对较慢, 通常需要 $10^{-7} \sim 10^{-8}\ \text{s}$ 的时间. 所以只有吸附在催化剂表面的污染物才有可能获得高活性的电子和空穴发生反应, 亦

即反应物必须首先吸附在催化剂的表面才具有竞争性.但是对于特定的催化剂,其表面积是一定的,所以当 E2 的初始浓度增大时,E2 的光催化降解常数将会降低.

2.4 初始 pH 的影响

用硫酸(硫酸:水 = 1:5, 体积比)和氢氧化钠调节自来水配制的反应液的初始 pH 值,使溶液的初始 pH 值分别为 3.07、5.00、6.88 和 9.03,研究 pH 对 E2 光降解效果的影响.实验条件:光强为 134 μW·cm², [E2]₀ = 400 μg/L, [TiO₂]₀ = 200 mg/L.图 5 表明了不同 pH 值时 E2 的光降解一级动力学拟合曲线.表 5 列出了不同 pH 值时 E2 的光降解一级反应动力学拟合方程.

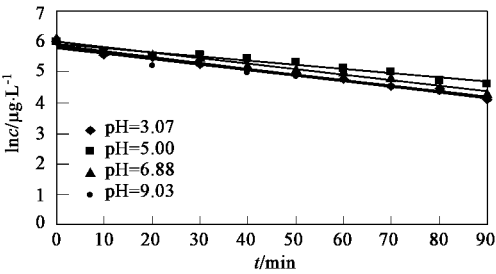


图 5 溶液初始 pH 对自来水中 E2 降解的影响
Fig.5 Effect of initial pH value on the degradation of E2 in tap water

表 5 不同初始 pH 值时自来水中 E2 的光降解一级反应动力学参数

Table 5 Photodegradation kinetic parameters of E2 in tap water at different pH value			
初始 pH 值	一级反应动力学方程	K/min^{-1}	R^2
3.07	$\ln c = -0.0192t + 5.8871$	0.0192	0.9828
5.00	$\ln c = -0.0139t + 5.9268$	0.0139	0.9518
6.88	$\ln c = -0.0180t + 5.9884$	0.0180	0.9758
9.03	$\ln c = -0.0182t + 5.7907$	0.0182	0.9617

可以看出,pH 为 3.07 的溶液中 E2 的反应速率常数最大,为 0.019 2 min⁻¹,pH 为 9.03 的溶液中 E2 的反应速率常数次之,为 0.018 2 min⁻¹,而 pH 为 5.00 的溶液中 E2 的反应速率常数最小,为 0.013 9 min⁻¹.溶液初始 pH 值对光催化降解动力学的影响较为复杂. TiO₂ 在水中等电点的 pH 值为 5.6 ~ 6.4^[13]. 当 pH 值较低时,TiO₂ 表面质子化,质子化的 TiO₂ 表面带有正电荷,这有利于光生电子向 TiO₂ 表面转移.在中性条件下,水分子和光生空穴反应生成·OH和质子,当 pH 值较高时,TiO₂ 颗粒表面带负电荷,有利于空穴由颗粒内部向表面的转移.较低或者

较高的 pH 值可以抑制被激活的光生电子(e⁻)和空穴(h⁺)重新相遇发生湮灭复合.因此,较低或者较高的 pH 值时都可能出现光催化的最高反应速率^[14],此时比等电点时更有利于光催化降解的进行.

2.5 常见氧化剂对光催化的影响

促进·OH 的生成和提高电子-空穴对分离效率是提高光催化氧化反应速率的重要途径.向反应体系加入氧化剂,催化剂表面的电子被氧化剂俘获,有效地抑制光生电子和空穴的简单复合,从而促进了·OH的生成提高了光催化的效率.实验中以氧气和 H₂O₂ 作为氧化剂,研究了其对光催化的影响.实验条件:[E2]₀ = 400 μg/L, 光强为 134 μW·cm², pH 为 6.83 ~ 6.88.

2.5.1 氧气的影响

反应器内置微孔曝气头,通过流量计控制氧气的流量来考察氧气对 E2 光催化降解速率常数的影响.不同氧气流量时的光催化降解一级动力学方程拟合曲线及方程见图 6 和表 6.

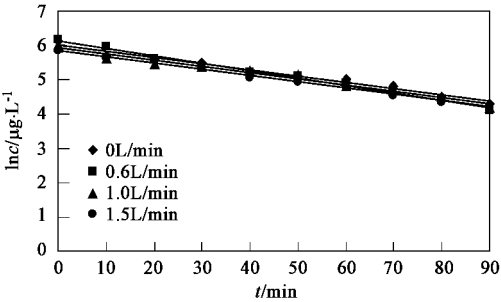


图 6 O₂ 对自来水中 E2 降解的影响

Fig.6 Effect of O₂ on the degradation of E2 in tap water

表 6 不同 O₂ 流量时自来水中 E2 的光降解一级反应动力学参数

Table 6 Photodegradation kinetic parameters of E2 in tap water at different O ₂ flow rate			
O ₂ 流量 /L·min ⁻¹	一级反应动力学方程	K/min^{-1}	R^2
0.0	$\ln c = -0.0180t + 5.9884$	0.0180	0.9758
0.6	$\ln c = -0.0215t + 6.1077$	0.0215	0.9690
1.0	$\ln c = -0.0182t + 5.9204$	0.0182	0.9741
1.5	$\ln c = -0.0183t + 5.8567$	0.0183	0.9938

由表 6 可以看出,当 O₂ 通气量分别为 0、0.6、1.0、1.5 L/min时,E2 的光催化一级反应速率常数分别为 0.018、0.021 5、0.018 3、0.018 3 min⁻¹. 通气量为 0.6 L/min时 E2 的光催化降解速率增加较为明

显,继续增加氧气的通气量,其降解速率反而有所下降.这可能是因为通气量过大导致氧接受光生电子的能力受到抑制的缘故.

2.5.2 双氧水的影响

在反应体系中加入 H_2O_2 ,使其浓度分别为 2.5、5.0、7.5、10.0、15.0 mg/L,考察 H_2O_2 对 E2 光催化降解的影响.不同 H_2O_2 时 E2 的一级动力学方程拟合曲线及方程见图 7 和表 7.

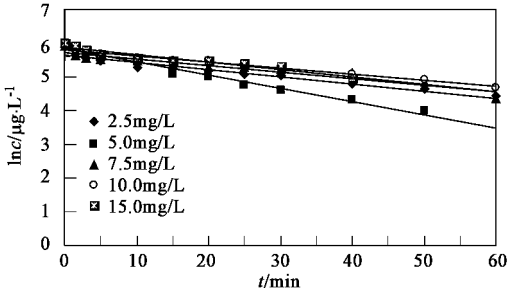


图 7 H_2O_2 对自来水中 E2 降解的影响

Fig.7 Effect of H_2O_2 on the degradation of E2 in tap water

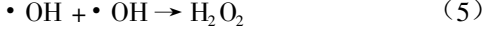
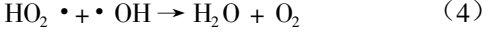
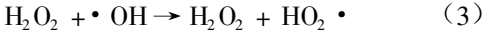
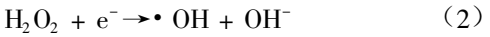
表 7 不同 H_2O_2 投加量时自来水中 E2 的光降解
一级反应动力学参数

Table 7 Photodegradation kinetic parameters of
E2 in tap water at different H_2O_2 dosage

H_2O_2 投加量 /mg·L ⁻¹	一级反应动力学方程	K/min^{-1}	R^2
2.5	$\ln c = -0.0213t + 5.6502$	0.0213	0.9463
5.0	$\ln c = -0.0390t + 5.8353$	0.0390	0.9795
7.5	$\ln c = -0.0195t + 5.7267$	0.0195	0.9056
10.0	$\ln c = -0.0185t + 5.8142$	0.0185	0.9798
15.0	$\ln c = -0.0221t + 5.8841$	0.0221	0.9282

从表 7 中可以看出,投加双氧水后 E2 的光催化降解速率常数有所增加(未投加双氧水时为 0.018 min^{-1}),其中 H_2O_2 投加量为 5 mg/L时光催化速率常数为 0.039 min^{-1} ,增加了 117%,但此后 E2 的光催化降解速率随着 H_2O_2 的投加量的增加反而降低.这表明 H_2O_2 投加量有一个最佳值,在本实验条件下,最佳投加量为 5 mg/L,但超过此值增加 H_2O_2 用量,E2 的光催化氧化效率基本维持不变.E2 的光催化降解速率常数并不与 H_2O_2 浓度成正比关系,在一定的浓度范围内, H_2O_2 的加入能够促进光催化降解,但过高浓度的 H_2O_2 却抑制了光催化降解过程.这是因为一方面 H_2O_2 在紫外光的照射下能够直接产生 $\cdot\text{OH}$,如反应(1),同时, H_2O_2 又是一种很好的电子接受体,如反应(2)^[15],可以减少电子与空穴的

简单复合,促进光催化降解的进行.另一方面 H_2O_2 又是一种有效的 $\cdot\text{OH}$ 的清除剂,如反应(3)、(4)^[16],此外,溶液中的 $\cdot\text{OH}$ 也有可能通过相互碰撞而重新结合生成 H_2O_2 ,如反应(5).



由此可见,在低浓度的条件下,溶液中的 H_2O_2 经光照产生 $\cdot\text{OH}$ 自由基能够较为完全地参与溶液的光催化降解反应,而当 H_2O_2 的浓度过高时,则会有部分 $\cdot\text{OH}$ 自由基与过量的 H_2O_2 发生反应(3)和(4)或反应(5),从而消耗了部分 $\cdot\text{OH}$ 自由基,使得光催化降解反应受到抑制.

3 结论

(1)采用二氧化钛光催化法能够有效降解 E2. E2 的光催化降解反应符合准一级动力学方程.

(2)E2 的初始浓度从 $179\text{ }\mu\text{g/L}$ 升高至 $979\text{ }\mu\text{g/L}$ 时,其光催化降解速率常数逐渐降低.

(3)二氧化钛的投加量、溶液 pH 值和光强等因素都影响 E2 的光催化降解效果.光催化反应速率随光强的增大而增大,实验条件下的光催化反应速率常数 k 近似与光强呈线性关系.投加量在 50 ~ 400 mg/L 时,E2 的光催化降解速率常数随催化剂用量的增加增大;较高和较低的溶液 pH 值均有利于 E2 光催化降解的进行.

(4)氧化剂氧气和双氧水在一定范围时能促进光催化反应的进行,但过量则反之.

参考文献:

[1] Ying G G, Kookana R S, Ru Y J. Occurrence and fate of hormone steroids in the environment[J]. Environment International, 2002, 28 (6): 545 ~ 551.

[2] Coleman H M, Eggins B R, Byrne J A, et al. Photocatalytic degradation of 17- β -oestradiol on immobilised TiO_2 [J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2000, 24(1): L1 ~ L5.

[3] Johnson A C, Belfroid A, Corcia A D. Estimating steroid oestrogen inputs into activated sludge treatment works and observations on their removal from the effluent [J]. Science of the Total Environment, 2000, 256(2-3): 163 ~ 173.

[4] Zhang Y P, Zhou J L. Removal of estrone and 17 β -estradiol from water by adsorption [J]. Water Research, 2005, 39(16): 3991 ~ 4003.

- [5] Liu B, Liu X L. Direct photolysis of estrogens in aqueous solutions [J]. Science of the Total Environment, 2004, **320**(2-3): 269 ~ 274.
- [6] Rao N N, Sangeeta D. Photocatalytic degradation of mixed surfactants and some commercial soap/detergent products using suspended TiO₂ catalysts [J]. Journal of Molecular Catalysis A: Chemical, 1996, **104**(3): L197 ~ L199.
- [7] Lee J M, Kim M S, Kim B W. Photodegradation of bisphenol-A with TiO₂ immobilized on the glass tubes including the UV light lamps [J]. Water Research, 2004, **38**(16): 3605 ~ 3613.
- [8] Fujishima A, Rao T N, Tryk D A. Titanium dioxide photocatalysis [J]. Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews, 2000, **1**(1): 1 ~ 21.
- [9] Ohko Y, Iuchi K I, Niwa C, *et al.* 17β-Estradiol Degradation by TiO₂ Photocatalysis as a Means of Reducing Estrogenic Activity[J]. Environmental Science & Technology, 2002, **36**(19): 4175 ~ 4181.
- [10] Lea J, Adesina A A. The photo-oxidative degradation of sodium dodecyl sulphate in aerated aqueous TiO₂ suspension [J]. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, 1998, **118**(2): 111 ~ 122.
- [11] Wang K H, Hsieh Y H, Ko R C, *et al.* Photocatalytic degradation of wastewater from manufactured fiber by titanium dioxide suspensions in aqueous solution [J]. Environment International, 1999, **25**(5): 671 ~ 676.
- [12] Parra S, Stanca S E, Guasaquillo I, *et al.* Photocatalytic degradation of atrazine using suspended and supported TiO₂ [J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2004, **51**(2): 107 ~ 116.
- [13] Daneshvar N, Rabbani M, Modirshahla N, *et al.* Kinetic modeling of photocatalytic degradation of Acid Red 27 in UV/TiO₂ process [J]. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, 2004, **168**(1-2): 39 ~ 45.
- [14] 邓南圣, 吴峰. 环境光化学[M]. 北京: 化学工业出版社, 2003. 333 ~ 335.
- [15] Muruganandham M, Swaminathan M. Photochemical oxidation of reactive azo dye with UV-H₂O₂ process [J]. Dyes and Pigments, 2004, **62**(3): 269 ~ 275.
- [16] Chu W. Modeling the quantum yields of herbicide 2, 4-D decay in UV/H₂O₂ process [J]. Chemosphere, 2001, **44**(5): 935 ~ 941.

《环境科学》编辑部关于启用编辑信息管理系统公告

《环境科学》编辑部决定自 2006 年 8 月 1 日起开通本刊网站并启用编辑信息管理系统(网站地址: <http://www.hjkx.ac.cn>)。该系统能实现在线投稿、在线审稿、期刊浏览检索等功能, 欢迎广大作者、读者和审稿专家使用。自 2006 年 8 月 1 日起, 我刊所有来稿都将通过网站编辑信息管理系统进行。作者使用编辑信息管理系统投稿时请先进行注册, 注册完毕后以作者身份登录, 按照页面上给出的提示投稿即可。如果您在使用过程中有问题, 请及时与我刊编辑部联系。

邮政地址: 北京市海淀区双清路 18 号《环境科学》编辑部

邮 编: 100085

电 话: 010-62941102, 010-62849343

传 真: 010-62849343

E-mail: hjkx@rcees.ac.cn

网 址: www.hjkx.ac.cn

《环境科学》编辑部

2006 年 7 月 7 日