



板式介质阻挡放电等离子体去除 水中 TAIC 的影响因素研究

李舜斌¹, 孙亚兵²

(1. 南京大学环境规划设计研究院集团股份有限公司, 江苏南京 210093;
2. 南京大学环境学院, 污染控制与资源化研究国家重点实验室, 江苏南京 210046)

[摘要] 三烯丙基异氰脲酸酯(TAIC)是一种用途极其广泛的精细化工产品,其生产废水难以通过传统的废水处理方法进行处理。介质阻挡放电是一种高效去除水中难降解有机物的方法,采用介质阻挡放电等离子体处理 TAIC 生产废水,考察了单位面积有效放电功率、溶液初始 pH、电导率、放电间距等参数对 TAIC 去除效果的影响。结果表明,高放电功率、中性环境、低电导率、减小放电间距有利于提高 TAIC 去除率,实验最佳条件下 TAIC 去除率可达 89.19%。

[关键词] 介质阻挡放电等离子体;三烯丙基异氰脲酸酯;难降解有机废水;精细化工

[中图分类号] X703.1 **[文献标识码]** A **[文章编号]** 1005-829X(2023)01-0108-07

Study on the influencing factors of TAIC removal in water by dielectric barrier discharge plasma

LI Shunbin¹, SUN Yabing²

(1. Academy of Environmental Planning & Design Co., Ltd., Nanjing University, Nanjing 210093, China;
2. State Key Laboratory of Pollution Control & Resource Reuse, School of
the Environment, Nanjing University, Nanjing 210046, China)

Abstract: Triallyl isocyanurate (TAIC) is a widely used fine chemical product. The wastewater from the production of TAIC is difficult to treat by traditional methods. Dielectric barrier discharge is an efficient method to remove refractory organic matter in water. In present work, the Dielectric barrier discharge plasma is used to treat production wastewater with TAIC. The influence of effective electric power per unit area, initial pH, conductivity and discharge spacing on the removal rate and removal efficiency of TAIC was investigated. The results showed that high electric power, neutral environment, low conductivity and reduced discharge spacing were conducive to improving the removal rate of TAIC, and the removal rate of TAIC under the best experimental conditions could reach 89.19%.

Key words: dielectric barrier discharge plasma; triallyl isocyanurate (TAIC); refractory organic wastewater; fine chemicals

精细化工作为新材料的重要组成部分,是当今化学工业中最具活力的新兴领域之一。精细化工产品的生产过程会产生大量的难降解高盐有机废水,其中的高浓度盐分对生物处理过程有强烈的抑制作用,因此通常需要将多种处理工艺联合使用才能有较好的处理效果。

三烯丙基异氰脲酸酯(TAIC)是一种用途极其

广泛的精细化工产品^[1],主要用于多种热塑性塑料、离子交换树脂和特种橡胶的改性剂、交联剂和助硫化剂以及光固化涂料、光致抗蚀剂、阻燃剂的合成。目前主流的 TAIC 生产工艺是以氰酸盐和氯丙烯为原料,在氯化亚铜等催化剂的作用下合成 TAIC^[2],其生产废水中高浓度的 TAIC、盐分及有机副产物等难降解有机物导致其难以通过传统废水处理方法进

行处理。且TAIC分子结构具有较高的对称性,物理、化学性质较稳定,难以通过传统生化方法降解。

微电解法是通过向高盐废水添加铁碳微电解填料,利用铁-碳颗粒之间存在的电位差形成无数个细微原电池,实现对水中有机污染物的降解。荣少鹏等^[3]的研究表明,在进水pH为5,铁碳质量比为2:1,反应时间为135 min的最佳条件下,TAIC的去除率达到48%以上。

臭氧催化氧化技术是通过反应过程中产生的大量强氧化性自由基降解水中难降解有机污染物,赵泽华^[4]研究表明,在催化剂投加量为1.2 g/L,污染物初始质量浓度为200 mg/L,pH为7.0,臭氧投加量为2 g/h的最佳实验条件下,反应40 min后TAIC的去除率为93.54%。

介质阻挡放电是一种典型的气相放电方式^[5],可以产生许多高活性物质(如自由基、自由电子、正离子、负离子),同时放电过程中还会产生UV和 O_3 ^[6-7]。这些高活性物质以及 O_3 和 H_2O_2 等都具有较高的氧化活性或者还原活性,能够快速与污染物反应,将水体中的有机污染物氧化成小分子或者进一步氧化成 CO_2 和 H_2O 等^[8-10]。

目前,介质阻挡放电等离子体对于水中有机污染物的治理仍处于实验室研究阶段,尚未能在水处理上大规模地工业化应用。研究的重点主要集中于如何提高放电反应器的效率上。B. P. DOJČINOVIĆ等^[11]在利用介质阻挡放电处理染料废水时发现 H_2O_2 、 Fe^{2+} 和 Cu^{2+} 的加入可以显著提高脱色效率,而且溶液的pH对放电过程中的脱色效果有着重要影响。X. L. HAO等^[12]研究了4-氯酚在脉冲放电反应器中的降解,探讨了将 Fe^{2+} 、 Fe^{3+} 和 TiO_2 添加到脉冲放电反应器中后4-氯酚的降解情况,实验表明,将 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 引入脉冲放电反应器极大地提高了4-氯酚的降解率,将 TiO_2 与 Fe^{2+} 、 Fe^{3+} 同时引入脉冲放电反应器可使4-氯酚的降解率进一步提高。胡淑恒等^[13]研究了 TiO_2 催化剂的加入对高压脉冲介质阻挡放电等离子体处理印染废水的影响效果,实验结果表明,随着 TiO_2 催化剂的加入,有机物的去除率呈现先升高后降低的规律,且投加量存在最佳值。

目前尚未有研究探索介质阻挡放电等离子体对

TAIC的去除效果。因此本研究探究了板式介质阻挡放电等离子体对TAIC的去除效果及其影响因素,以期介质阻挡放电等离子体在高盐难降解废水治理领域的实际应用提供一定的科学依据和参考价值。

1 实验部分

1.1 实验仪器与材料

实验试剂:交联剂TAIC、氢氧化钠、盐酸、氯化钠、硫酸钠,南京化学试剂有限公司,以上试剂均为分析纯。

实验仪器:CTP-2000K型高压脉冲等离子体电源,南京苏曼电子有限公司;Agilent 2000型高效液相色谱,美国安捷伦;PHS-3B型pH计、DDS-11AW型电导率仪,上海康仪仪器有限公司;BT100-2J型蠕动泵,保定兰格恒流泵有限公司。

实验装置见图1。

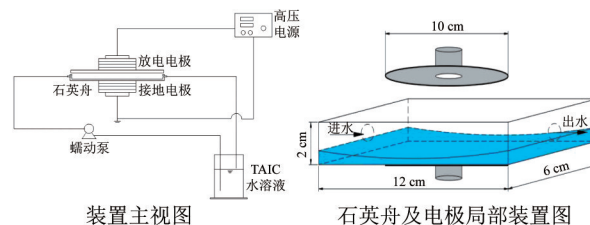


图1 板式介质阻挡放电实验装置

Fig. 1 Plate type dielectric barrier discharge experimental device

反应装置由高压电源、放电电极和接地电极、石英舟和蠕动泵组成。高压电源可以调节放电过程中的输出功率。通过改变放电电极的相对高度,可以调节反应过程中的放电间距。石英舟由2 mm厚的石英玻璃制成,长12 cm,宽6 cm,高2 cm;电极采用直径10 cm的圆形电极板;放电电极与石英舟之间有圆形石英介质(厚4 mm,直径10 cm)。放电过程中通过调节蠕动泵的流速,保证溶液在石英舟表面均匀分布。实验过程中石英舟和电极组成的放电装置会有5°左右的倾斜,保证溶液在石英舟表面顺利流动。

1.2 实验方法

首先加入240 mL待处理的TAIC水溶液,开启蠕动泵调节流速至40 mL/min,待溶液在石英舟表面均匀分布并在系统内顺利完成循环后,开启高压电

源,根据实验需要调节装置的各个反应参数。放电过程中每隔 3 min 进行一次取样。由于介质阻挡放电过程中会产生大量的活性粒子,如 $\cdot\text{OH}$ 、 H_2O_2 、 O_3 等,而这些活性物质在溶液中的存在时间又不尽相同,因此取样至测试之间的时间会对测定结果产生一定的影响^[14-16],为了保证实验结果的一致性和可比性,本实验中所有反应后的 TAIC 浓度均为取样静止 24 h 后的测定结果。

溶液中 TAIC 浓度的测定采用高效液相色谱法。实验中采用的色谱条件^[17]:色谱柱为 Aglient C18 柱(150 mm×4.6 mm, 5 μm);流动相 V(甲醇):V(水)=70:30;流速为 0.1 mL/min;进样量为 10 μL ;检测器为紫外可见检测器;检测波长为 210 nm;柱温为 25 $^{\circ}\text{C}$ 。用上述色谱条件测定配制好的 TIAC 标准溶液,并根据测定结果绘制 TAIC 浓度-峰面积标准曲线。

实验过程中 TAIC 去除率的计算如式(1)所示。

$$\eta = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \quad (1)$$

式中: η ——TAIC 的去除率,%;

C_0 ——水中 TAIC 的初始质量浓度,mg/L;

C_t ——经过处理后溶液中剩余的 TAIC 质量浓度,mg/L。

TAIC 降解速率常数的计算如式(2)所示。

$$\ln \frac{C_0}{C_t} = kt \quad (2)$$

式中: k ——反应速率常数, min^{-1} ;

t ——反应时间,min。

2 结果与讨论

2.1 单位面积有效放电功率对 TIAC 去除效果的影响

单位面积有效放电功率是等离子体放电去除 TAIC 过程中的重要影响因素,因为其决定了放电过程中自由基等活性物质的产生量。在 TAIC 溶液质量浓度为 100 mg/L, pH=7, 放电间距为 2 mm, 初始溶液导电率为 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 的条件下,考察不同单位面积有效放电功率下对 TAIC 去除效果的影响,结果见图 2。

由图 2 可知,TAIC 的去除率随着单位面积有效

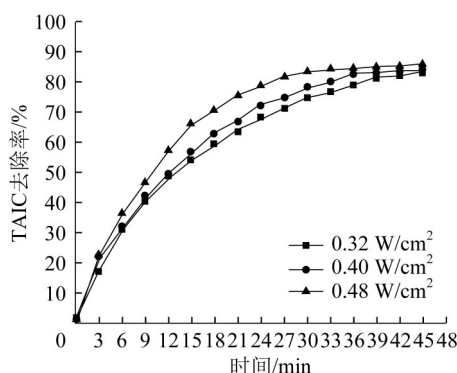


图 2 单位面积有效放电功率对 TAIC 去除效果的影响

Fig. 2 Effect of effective electric power per unit area on TAIC removal rate

放电功率的增大而提高。放电前 21 min 反应迅速, TAIC 的去除率迅速增加,随后反应渐缓;放电 45 min,单位面积有效放电功率为 0.48 W/cm^2 时 TAIC 去除率最高,为 85.92%。

TAIC 的降解过程基本符合一级动力学反应,通过计算得到不同单位面积有效放电功率下 TAIC 的反应速率常数,结果见表 1。

表 1 不同有效放电功率下 TAIC 的反应速率常数

Table 1 Reaction rate constants of TAIC at different effective electric power

单位面积有效放电功率/($\text{W} \cdot \text{cm}^{-2}$)	0.32	0.40	0.48
k/min^{-1}	0.039 4	0.043 8	0.050 6
R^2	0.986	0.982	0.970

由表 1 可知,TAIC 的反应速率常数随单位面积有效放电功率的增加而提高,单位面积有效放电功率提高 0.16 W/cm^2 ,反应速率提高了 28%。

介质阻挡放电过程中,电极间空隙以及液膜表面会发生放电反应,产生大量的自由电子(e^-)、自由基($\cdot\text{OH}$ 、 $\cdot\text{H}$ 、 $\cdot\text{O}$)和活性物质(H_2O_2 、 O_3)等,这些高活性物质通过气液表面传质进入溶液内部与 TAIC 反应,完成 TAIC 的氧化降解。当放电功率增强时,等离子体反应器获得的能量增加,电极间的放电强度也更加剧烈,放电产生的自由电子的数量和能量增加,提高了自由基和活性物质的生成数量^[18-19]。因此,随着单位面积有效放电功率的提高,TAIC 的去除率也有相应的提高。但是单位面积有效放电功率并不是越高越好,这主要是由于介质阻挡放电对

能量的利用效率不高,大部分电能都消耗在发热和溶液温度的升高上。过高的放电功率会导致放电间隙和溶液温度的迅速升高,加速O₃等活性物质的分解,抑制TAIC去除率的进一步提高。

2.2 溶液初始pH对TAIC去除率的影响

溶液初始pH作为电化学反应过程中的重要影响因素,对介质阻挡放电等离子体去除TAIC同样有较大的影响^[20]。在TAIC溶液质量浓度为100 mg/L,放电间距为2 mm,单位面积有效放电功率为0.48 W/cm²的条件下,考察不同初始pH对TAIC去除效果的影响,结果见图3。

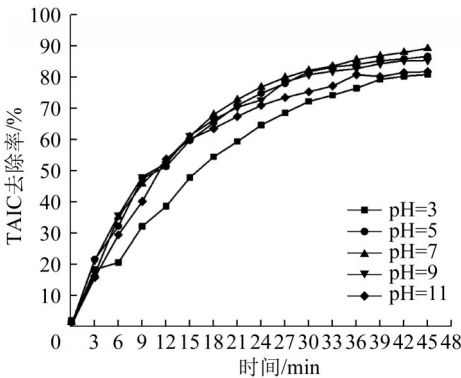


图3 溶液初始pH对TAIC去除效果的影响
Fig. 3 Effect of the initial pH of the solution on TAIC removal rate

由图3可知,随着溶液初始pH的升高,反应结束时TAIC去除率先升高后降低,pH为7时TAIC去除率最高,为89.19%。由此可见TAIC在强酸和强碱环境下的TAIC去除率最低,在弱酸和弱碱环境下TAIC去除率基本相同,中性条件下的TAIC去除率最高。

不同初始pH下TAIC的反应速率常数见表2。

表2 不同初始pH下TAIC的反应速率常数

Table 2 Reaction rate constants of TAIC at different initial pH					
初始pH	3	5	7	9	11
k/min^{-1}	0.038 2	0.045 5	0.049 3	0.042 9	0.038 1
R^2	0.990	0.972	0.982	0.964	0.951

由表2可知,不同初始pH条件下TAIC降解过程的反应速率常数变化趋势与反应结束时TAIC去除率的变化趋势基本一致。这主要是由于TAIC不含有碱性或者酸性的基团,因此pH并不影响TAIC

在溶液中的电离和存在状态。但强酸和强碱环境对介质阻挡放电过程中产生的活性物质和粒子的数量与存在状态均会产生较大的影响。有研究表明放电过程中产生·OH的最佳溶液pH范围是3~5^[21],同时在强碱环境下放电过程中会产生碳酸盐^[22]并且能够与·OH反应^[23]。但是强酸环境同样会抑制H₂O₂向·OH和HO₂·的转化,并会加快O₃的分解速度,减少了O₃参与反应的机会和转化生成·OH的数量。因此,酸性环境和碱性环境都会对TAIC的去除率产生一定的促进和抑制作用,但均抑制作用大于促进作用,反应的最佳初始pH为中性。

2.3 溶液初始电导率对TAIC去除率的影响

有研究表明,等离子体放电过程中,溶液电导率会对等离子体反应装置的放电状态和活性物质的产生量产生重要影响。在TAIC溶液质量浓度为100 mg/L,pH=7,放电间距为2 mm,单位面积有效放电功率为0.48 W/cm²的条件下,考察不同电导率对TAIC的去除效果的影响,结果见图4,反应速率常数见表3。

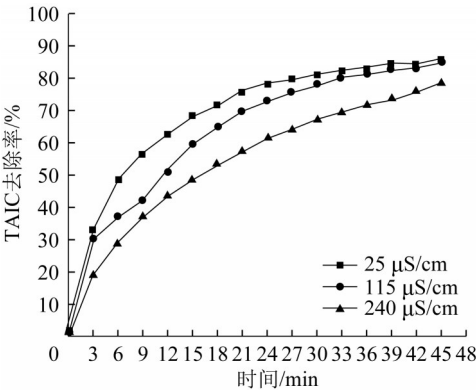


图4 溶液初始电导率对TAIC去除率的影响
Fig. 4 Effect of the initial conductivity of the solution on TAIC removal rate

表3 不同初始电导率下TAIC的反应速率常数

Table 3 Reaction rate constants of TAIC at different initial conductivities			
溶液初始电导率/ ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	25	115	240
k/min^{-1}	0.038 4	0.037 8	0.031 3
R^2	0.978	0.976	0.986

由图4可知,溶液电导率由25 μS/cm增加到115 μS/cm时,反应结束后TAIC去除率仅从85.6%

下降到了84.7%,但溶液电导率增加到240 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 时,TAIC去除率出现了明显的下降,仅为78.38%。由表3中的反应速率常数可以得到相同的结论,溶液电导率由25 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 增加到115 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 和240 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 的过程中,反应速率分别下降了1.6%和18.5%。

有研究表明,放电过程中当溶液的电导率小于100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 时, $\cdot\text{OH}$ 的产生速率最大^[24],因此实验中当溶液初始电导率由25 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 增加到115 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 时,TAIC的去除率和反应速率并未发生显著的变化。当溶液电导率增加到240 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 时,TAIC的去除率和反应速率均出现了明显的下降,这是因为溶液中的带电粒子浓度较高,主要是游离离子,较高的游离离子会与放电过程产生的电子发生频繁的碰撞,一方面消耗了大量的电能,降低了介质阻挡放电等离子体装置的能量利用效率;另一方面电能大量转化为热能,使溶液温度迅速升高,不利于自由基和活性物质的产生,从而抑制了TAIC的去除。

2.4 放电间距对TAIC去除率的影响

介质阻挡放电中放电间距对放电特性有很大的影响^[25],在TAIC质量浓度为100 mg/L, pH=7,单位面积有效放电功率为0.48 W/cm²,初始溶液电导率为25 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 的条件下,考察不同放电间距对TAIC去除效果的影响,结果见图5,反应速率常数见表4。

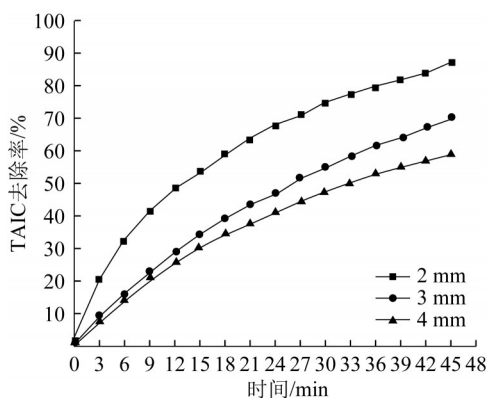


图5 放电间距对TAIC去除率的影响

Fig. 5 Effect of discharge spacing on TAIC removal rate

由图5、表4可知,放电间距分别为2、3、4 mm时,TAIC去除率分别为87.09%、69.70%、58.66%,即放电间距从2 mm分别增加到3 mm和4 mm,TAIC去除率分别下降了19.97%和32.64%,反应速率分别下降了37.4%和53.96%,可见放电间距的增大会大幅降低TAIC的去除率和反应速率。

表4 不同放电间距下TAIC的反应速率常数

放电间距/mm	2	3	4
k/min^{-1}	0.041 7	0.026 1	0.019 2
R^2	0.994	0.999	0.992

实验中保持周围黑暗环境,在不同放电间距下放电时拍摄到的放电现象见图6。

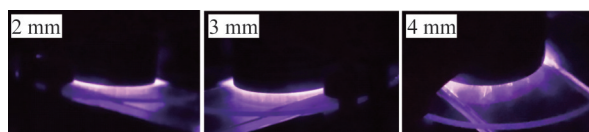


图6 不同放电间距下的放电现象

Fig. 6 Discharge phenomenon under different discharge spacings

由图6可知,在电极与石英舟之间出现紫色电光,随着放电间距的增大,紫色电光覆盖范围逐渐变小,电极间的放电强度明显减弱。这主要是由于放电间距的增大降低了电极间的电场强度,放电强度的减弱会导致放电过程中自由基和活性物质生成量的减少,即可用于氧化TAIC的物质质量减少,同时也降低了放电过程中的UV强度^[26-27],因此TAIC的去除率显著降低。

3 结论和展望

(1)TAIC的去除率随着单位面积有效放电功率的提高逐渐提高。单位面积有效放电功率的增强导致电极间的放电强度更加剧烈,放电产生的自由电子的数量和能量增加,提高了自由基和活性物质的生成数量。

(2)中性环境对TAIC的去除最为有利。由于TAIC不含有碱性或者酸性的基团,因此pH并不影响TAIC在溶液中的电离和存在状态。但强酸和强碱环境均会降低放电过程中TAIC的去除效率。

(3)溶液电导率升高、含盐量增加不利于TAIC的去除,因为较高的电导率表明溶液中的带电粒子浓度较高,游离离子会与放电过程产生的电子频繁碰撞,一方面消耗了大量的电能,降低了介质阻挡放电等离子体装置的能量利用效率;另一方面电能大量转化为热能,使溶液的温度迅速升高,不利于自由基和活性物质的产生。

(4)介质阻挡放电等离子体放电间距的增大会

显著降低TAIC的去除率。放电间距增大,电极间的放电强度明显减弱,导致放电过程中自由基和活性物质的生成量减少,同时也降低了放电过程中的UV强度。

结合目前国内外的研究结果,还存在一些问题需要解决:

(1)限于实验条件,本实验中所处理的对象均为超纯水配制的模拟废水,实际废水中各种污染物可能存在相互之间的影响,而且影响因素更加复杂多变,因此为了使实验结果更具有实际的指导意义和参考价值,需要对实际废水开展进一步的研究。

(2)介质阻挡放电等离子体是一种非常复杂的物理化学过程,涉及的反应机理复杂,产生的物质种类多且存活时间短,难以进行有效地分析与研究,如何对反应过程中各种自由基和有机酸等的含量进行测定,从而形成明确的催化反应机理,还有待进一步研究。

(3)介质阻挡放电反应器结构形式多样,在处理中部分能量会以热能的形式消耗,如何优化反应器结构从而提高能量利用效率、降低成本,并将其推向工业化应用也是今后的研究方向之一。

参考文献

- [1] 杨小龙. TAIC的合成原理及试验过程[J]. 高桥石化, 2004(19): 8-11.
YANG Xiaolong. Synthesis principle and test process of TAIC[J]. Gaoqiao Petrochemical, 2004(19): 8-11.
- [2] 梁伟强. 交联剂TAIC性质、用途及制备[J]. 广西化工, 1990, 19(2): 18-21.
LIANG Weiqiang. Properties, application and preparation of cross-linking agent TAIC[J]. Technology & Development of Chemical Industry, 1990, 19(2): 18-21.
- [3] 荣少鹏, 孙亚兵, 赵泽华, 等. 铁炭微电解法降解TAIC废水[J]. 环境工程学报, 2013, 7(12): 4847-4853.
RONG Shaopeng, SUN Yabing, ZHAO Zehua, et al. Degradation of TAIC by iron-carbon micro-electrolysis[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2013, 7(12): 4847-4853.
- [4] 赵泽华. 臭氧催化氧化法处理TAIC生产废水的实验研究[D]. 南京: 南京大学, 2014.
ZHAO Zehua. The study on the treatment of TAIC production wastewater by ozone catalytic oxidation[D]. Nanjing: Nanjing University, 2014.
- [5] PIETSCH G, GIBALOV V. Proceedings of 13 th international symposium on plasma chemistry[J]. Beijing, Invited Talk, 1997(13): 695-709.
- [6] SANO N, KAWASHIMA T, FUJIKAWA J, et al. Decomposition of organic compounds in water by direct contact of gas corona discharge: influence of discharge conditions[J]. Industrial & Engineering Chemistry Research, 2002, 41(24): 5906-5911.
- [7] XU Xueji. Dielectric barrier discharge—Properties and applications[J]. Thin Solid Films, 2001, 390(1/2): 237-242.
- [8] 刘行浩, 胡淑恒, 韩化轩, 等. 介质阻挡放电等离子体降解红霉素影响因素研究[J]. 工业水处理, 2018, 38(4): 33-36.
LIU Xinghao, HU Shuheng, HAN Huaxuan, et al. Research on the factors affecting the degradation of erythromycin by dielectric barrier discharge plasma[J]. Industrial Water Treatment, 2018, 38(4): 33-36.
- [9] 赵颖, 陈龙威, 姚日生. DBD低温等离子体降解恶草酮工业废水研究[J]. 工业水处理, 2015, 35(9): 60-64.
ZHAO Ying, CHEN Longwei, YAO Risheng. Research on the degradation of industrial wastewater containing oxadiazon by DBD cryogenic plasma technique[J]. Industrial Water Treatment, 2015, 35(9): 60-64.
- [10] 王建, 陈元涛, 张炜, 等. 介质阻挡放电等离子体降解十二烷基吗啉废水[J]. 工业水处理, 2015, 35(8): 53-56.
WANG Jian, CHEN Yuantao, ZHANG Wei, et al. Plasma treatment of dodecylmorpholine wastewater by dielectric barrier discharge[J]. Industrial Water Treatment, 2015, 35(8): 53-56.
- [11] DOJČINOVIĆ B P, ROGLIĆ G M, OBRADOVIĆ B M, et al. Decolorization of reactive textile dyes using water falling film dielectric barrier discharge[J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 192(2): 763-771.
- [12] HAO X L, ZHANG X W, LEI L C. Degradation characteristics of toxic contaminant with modified activated carbons in aqueous pulsed discharge plasma process [J]. Carbon, 2009, 47(1): 153-161.
- [13] 胡淑恒, 汪家权, 朱承驻, 等. 等离子体催化降解有机废水研究[J]. 环境科学与技术, 2011, 34(1): 152-154.
HU Shuheng, WANG Jiaquan, ZHU Chengzhu, et al. Catalytic degradation of organic wastewater using plasma technique [J]. Environmental Science & Technology, 2011, 34(1): 152-154.
- [14] JOSHI A A, LOCKE B R, ARCE P, et al. Formation of hydroxyl radicals, hydrogen peroxide and aqueous electrons by pulsed streamer corona discharge in aqueous solution[J]. Journal of Hazardous Materials, 1995, 41(1): 3-30.
- [15] SAHNI M, LOCKE B R. The effects of reaction conditions on liquid-phase hydroxyl radical production in gas-liquid pulsed-electrical-discharge reactors[J]. Plasma Processes and Polymers, 2006, 3(9): 668-681.
- [16] UHM H S, HONG Y F, LEE H Y, et al. Increase in the ozone decay time in acidic ozone water and its effects on sterilization of bio-

- logical warfare agents[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 168(2/3):1595-1601.
- [17] 孔庆池, 朱玲. 高效液相色谱法测定三烯丙基异氰尿酸酯的含量[J]. *化学试剂*, 2012, 34(4):346-348.
- KONG Qingchi, ZHU Ling. Determination of triallyl isocyanurate contents by high performance liquid chromatography[J]. *Chemical Reagents*, 2012, 34(4):346-348.
- [18] LEI Lecheng, ZHANG Yi, ZHANG Xingwang, et al. Using a novel pulsed high-voltage gas-liquid hybrid discharge continuous reactor for removal of organic pollutant in oxygen atmosphere[J]. *Journal of Electrostatics*, 2008, 66(1/2):16-24.
- [19] LEE Changha, LEE Y, YOON J. Oxidative degradation of dimethylsulfoxide by locally concentrated hydroxyl radicals in streamer corona discharge process[J]. *Chemosphere*, 2006, 65(7):1163-1170.
- [20] 陈伯通, 罗建中, 刘芳. 低温等离子体氧化法及其在有机废水中的应用[J]. *工业水处理*, 2006, 26(12):5-8.
- CHEN Botong, LUO Jianzhong, LIU Fang. Cryogenic plasma oxidation and its application to organic wastewater treatment[J]. *Industrial Water Treatment*, 2006, 26(12):5-8.
- [21] LEI L C, ZHANG Yi, ZHANG X W, et al. Degradation performance of 4-chlorophenol as a typical organic pollutant by a pulsed high voltage discharge system[J]. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2007, 46(17):5469-5477.
- [22] SUGIARTO A T, ITO S, OHSHIMA T, et al. Oxidative decoloration of dyes by pulsed discharge plasma in water[J]. *Journal of Electrostatics*, 2003, 58(1/2):135-145.
- [23] 冯景伟, 郑正, 罗兴章, 等. 气液混合放电对水中阿特拉津的降解[J]. *环境化学*, 2008, 27(6):707-711.
- FENG Jingwei, ZHENG Zheng, LUO Xingzhang, et al. Degradation of atrazine in aqueous solution by gas-liquid hybrid discharge[J]. *Environmental Chemistry*, 2008, 27(6):707-711.
- [24] SHARMA A K, LOCKE B R, ARCE P, et al. A preliminary study of pulsed streamer corona discharge for the degradation of phenol in aqueous solutions[J]. *Hazardous Waste and Hazardous Materials*, 1993, 10(2):209-219.
- [25] 沈鹏, 乐治平, 彭阳, 等. 低温等离子体降解木质素磺酸钠的研究[J]. *工业水处理*, 2010, 30(12):62-65.
- SHEN Peng, LE Zhiping, PENG Yang, et al. Study on the degradation of lignosulfonate with the cryogenic plasma[J]. *Industrial Water Treatment*, 2010, 30(12):62-65.
- [26] 白敏冬, 张芝涛, 周晓见, 等. 气体电离放电产生臭氧等离子体的理论研究[J]. *大连海事大学学报*, 2001, 27(3):88-91.
- BAI Mindong, ZHANG Zhitao, ZHOU Xiaojian, et al. Theoretical study of producing plasma of ozone by gas ionization discharge[J]. *Journal of Dalian Maritime University*, 2001, 27(3):88-91.
- [27] 徐学基, 诸定昌. 气体放电物理[M]. 上海: 复旦大学出版社, 1996:10-20.
- [作者简介] 李舜斌(1989—), 硕士, 中级工程师。E-mail: xzd@njuae.cn。通讯作者: 孙亚兵, 博士, 副教授, 硕士生导师。E-mail: sybnju@163.com。
- [收稿日期] 2022-11-22(修改稿)