

DOI:10.3969/j.issn.1003-5060.2025.08.001

# 介质阻挡放电等离子体降解水中氯霉素

唐晨晨<sup>1</sup>, 胡淑恒<sup>1</sup>, 程诚<sup>2</sup>, 韩伟<sup>3</sup>

(1. 合肥工业大学 资源与环境工程学院, 安徽 合肥 230009; 2. 中国科学院合肥物质科学研究院 等离子体物理研究所, 安徽 合肥 230031; 3. 中国科学院合肥物质科学研究院 健康与医学技术研究所, 安徽 合肥 230031)

**摘要:**氯霉素(CAP)作为一种广泛应用的抗生素,在水环境中具有较好的稳定性,导致传统的污水处理方法难以有效去除。等离子体技术作为一种高级氧化技术,被证明可以降解水中有机污染物。然而,传统的介质阻挡放电(dielectric barrier discharge, DBD)等离子体存在穿透能力弱的问题,限制其在 CAP 降解中的应用。针对该问题,文章设计一种新型 DBD 等离子体装置。该装置在传统基础上引入蠕动泵,确保所有的 CAP 污染物都能直接与活性物质接触,显著提高了 CAP 的去除率。通过实验探究 CAP 初始质量浓度、CAP 溶液处理量、蠕动泵流速以及放电功率对 CAP 降解效果的影响。结果表明,CAP 初始质量浓度为 20 mg/L、放电功率为 25 W 的条件下,该装置在 25 min 内可实现 80.4% 的降解效率。同时还研究了自然水体中常见的阴离子(如  $\text{Cl}^-$ 、 $\text{CO}_3^{2-}$ 、 $\text{HCO}_3^-$ 、 $\text{NO}_3^-$ )及腐殖质对 CAP 降解的影响。实验发现,上述物质会与放电产生的活性物质发生反应,在一定程度上抑制 CAP 的降解。最后通过质谱法对降解中间产物进行检测,并提出了可能的降解路径。该研究不仅为 CAP 的降解提供新的技术途径,也为等离子体技术在环境污染治理领域的应用提供重要参考。

**关键词:**氯霉素(CAP);介质阻挡放电(DBD)等离子体;阴离子;腐殖质

中图分类号:X52

文献标志码:A

文章编号:1003-5060(2025)08-1009-08

## Degradation of chloramphenicol in water by dielectric barrier discharge plasma

TANG Chenchen<sup>1</sup>, HU Shuheng<sup>1</sup>, CHENG Cheng<sup>2</sup>, HAN Wei<sup>3</sup>

(1. School of Resources and Environmental Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China; 2. Institute of Plasma Physics, Hefei Institutes of Physical Science, Chinese Academy of Sciences, Hefei 230031, China; 3. Institute of Health and Medical Technology, Hefei Institutes of Physical Science, Chinese Academy of Sciences, Hefei 230031, China)

**Abstract:** Chloramphenicol (CAP), as a broad-spectrum antibiotic, is difficult to be removed by traditional sewage treatment because of its stability in water environment. As an advanced oxidation technology, plasma technology has been proved to degrade organic pollutants in water. However, the traditional dielectric barrier discharge (DBD) plasma technology has the problem of weak penetration, which limits its application in CAP degradation. To solve this problem, a new DBD plasma device is designed in this paper. The device introduces a peristaltic pump on the basis of conventional designs to ensure that all CAP contaminants can come into direct contact with the active substance, thus significantly improving the removal rate of CAP. The effects of the initial concentration of CAP, the amount of CAP solution, the flow rate of peristaltic pump and the discharge power on the degradation of CAP were experimentally investigated. The results showed that under the conditions of 20 mg/L initial concentration of CAP and 25 W discharge power, the device could achieve 80.4% degradation efficien-

收稿日期:2024-04-02;修回日期:2024-04-26

基金项目:国家自然科学基金联合基金资助项目(U20A20372)

作者简介:唐晨晨(1999—),女,安徽阜阳人,合肥工业大学硕士生;

胡淑恒(1975—),女,安徽砀山人,博士,合肥工业大学副教授,硕士生导师,通信作者,E-mail:shuheng.hu@163.com;

韩伟(1980—),男,安徽合肥人,博士,中国科学院合肥物质研究院研究员,博士生导师。

cy within 25 min. In addition, the effects of common anions (such as  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) and humus on CAP degradation were studied. It was found that these substances would react with the active substances produced by the discharge, thus inhibiting the degradation of CAP. Finally, the degradation intermediates were detected by mass spectrometry and the possible degradation paths were proposed. This study not only provides a new technical way for the degradation of CAP, but also provides an important reference for the application of plasma technology in the field of environmental pollution control.

**Key words:** chloramphenicol (CAP); dielectric barrier discharge (DBD) plasma; anions; humus

## 0 引言

由于抗生素耐药性基因和抗生素耐药性细菌的出现, 抗生素在治疗细菌感染方面的广泛使用对人类健康和水生生物构成了重大威胁<sup>[1]</sup>。氯霉素 (CAP) 是一种广泛使用的广谱氯化硝基芳香抗生素, 因其价格低廉和抗菌性能优良, 经常用于水产养殖、临床实践和家禽养殖<sup>[2]</sup>。在地下水、地表水和土壤<sup>[3]</sup> 中均检测到大量的 CAP。即使在微量情况下, CAP 的释放也是一种潜在的环境危害<sup>[4]</sup>。摄入过量的 CAP 会导致再生性贫血障碍、肾脏和肝脏损伤、白血病等<sup>[2,5]</sup>。传统的污水处理厂不能有效地去除氯霉素<sup>[6]</sup>。因此, 开发从水体中去除氯霉素的有效方法具有重要意义。

低温等离子体作为一种极具前景的高级氧化技术, 被认为适用于有机废水的处理<sup>[7]</sup>。用于废水处理的非热等离子体的优点主要包括: 可以产生大量的  $\cdot\text{OH}$ 、 $\text{H}_2\text{O}_2$ 、 $\text{O}_3$ 、 $\cdot\text{O}_2^-$  以及水处理通常需要的其他高反应性化学物质<sup>[8-10]</sup>; 通过调节放电电压等工艺参数, 可以很容易地控制不同反应物种类的量; 由于物理和化学反应的协同作用, 有机污染物的降解速度比传统方法更快。

传统的介质阻挡放电 (dielectric barrier discharge, DBD) 等离子体的穿透能力较弱, DBD 放电产生的等离子体不能与污染物直接接触, 为解决这一问题, 本研究设计一种新型 DBD 装置, 对污染物进行循环降解, 使得放电产生的活性物质可以直接与污染物接触, 从而提高污染物的去除率。本文探究了 DBD 等离子体放电的电学特性以及不同实验参数 (放电功率、水体流速、CAP 初始质量浓度等) 对等离子体降解 CAP 的影响。在以往的研究中, 大多利用纯水配置污染溶液, 但实际水体中存在着许多物质 (如无机阴离子、腐植酸等), 这些物质对于污染物降解的影响尚不明晰, 因此探究这些物质对 CAP 降解效果的影响是具有实际意义的, 本文分析了自然水体中广泛存在

的阴离子 (如  $\text{Cl}^-$ 、 $\text{CO}_3^{2-}$ 、 $\text{HCO}_3^-$ 、 $\text{NO}_3^-$ ) 以及腐植酸对 CAP 降解的影响, 并探究其可能原因。

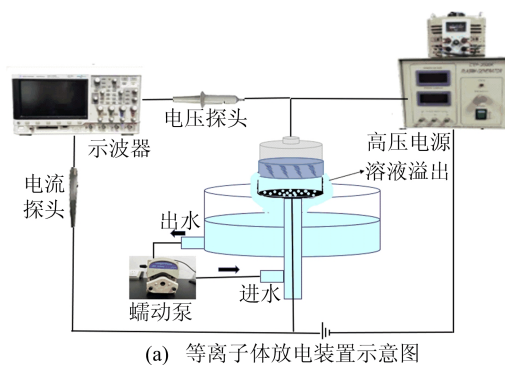
## 1 材料与方法

### 1.1 实验材料

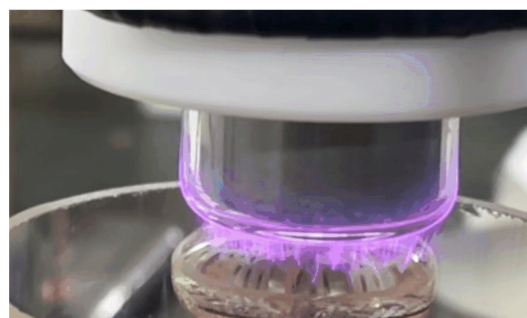
CAP (纯度  $\geq 99\%$ )、甲醇 (色谱级别) 和腐植酸均购于上海阿拉丁生化科技股份有限公司; 氯化钠、硝酸钠、碳酸钠、碳酸氢钠均购于国药集团化学试剂有限公司。

### 1.2 实验装置

等离子体放电装置如图 1 所示。



(a) 等离子体放电装置示意图



(b) 等离子放电现场照片

图 1 等离子体放电装置图

图 1a 中, 上电极为厚度 2 mm 的石英管包裹的圆柱形铜电极, 此电极接电源的高压, 为高压电极。下方小圆柱底部放置有不锈钢片 (钻有小孔), 连通电源地线作为地电极, 外接蠕动泵, 使得水流实现循环。正常放电情况下将在铜棒和液面

之间产生等离子体。从图 1 可以看出,在中心区域的液体可以直接与等离子体接触克服传统 DBD 穿透力有限的问题,污染物通过流动都能与等离子体直接接触。相对于传统 DBD 等离子体可以更有效地利用等离子体在水中产生的短寿命活性基团,提高降解效率。此外通过水流可以实现更高量水体处理,对实际应用具有一定参考意义。

### 1.3 实验及分析方法

在本实验中采用高效液相色谱法测定氯霉素质量浓度,液相色谱仪运行条件:色谱柱为 C18 柱;流动相的甲醇与水体积比为 7 : 3;流速为 1 mL/min;柱温为 30 °C;检测波长为 278 nm;进样量为 20 μL。

采用液相色谱-四级杆静电场轨道阱质谱联用仪检测降解过程产生的中间产物,具体运行条件为:电喷雾离子源和负离子模式,每次进样 10 μL,流动相为纯水和乙腈,流速 0.1 mL/min,流动相乙腈与纯水体积比如下:在 0~8 min 时为 1 : 9;8~10 min 时为 4 : 6,10~14 min 时为 1 : 9。

等离子体的平均放电功率  $P$  计算公式为:

$$P(W) = \frac{1}{T} \int_0^T U(t)I(t)dt \quad (1)$$

其中: $P$  为放电功率; $T$  为放电周期; $U(t)$  为放电电压; $I(t)$  为放电电流

CAP 降解效率的计算公式为:

$$\eta = \frac{\rho_0 - \rho_t}{\rho_0} \times 100\% \quad (2)$$

其中: $\eta$  为 CAP 的降解效率; $\rho_0$  为 CAP 的初始质量浓度; $\rho_t$  为反应  $t$  时 CAP 的质量浓度。

## 2 结果分析

### 2.1 放电特性

等离子体放电过程中典型电压、电流波形图如图 2、图 3 所示,其中电压、电流的峰值分别为 21.53 kV、57.5 mA。

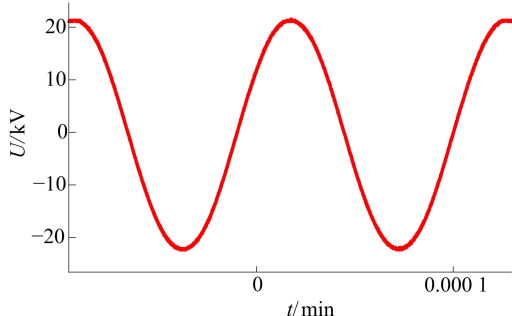


图 2 DBD 装置的电压波形图

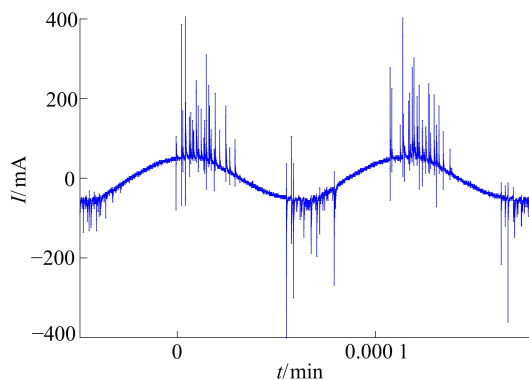


图 3 DBD 装置的电流波形图

在上述电流、电压测量得到的 Lissajous 图形如图 4 所示。从图 4 可以看出,这个 Lissajous 图形似一个平行四边形,由式(1)计算得出一个周期的功率为 25 W。本文采用 16、20、25 W 的放电功率对 CAP 进行降解。

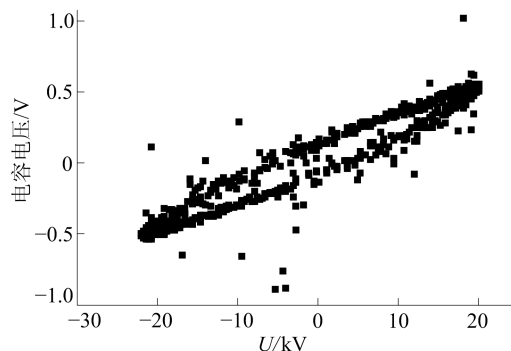


图 4 DBD 装置的 Lissajous 图形

### 2.2 介质阻挡放电等离子体降解 CAP

本实验通过蠕动泵循环实现等离子体处理流动污染溶液,蠕动泵的流速会影响 CAP 的降解效果。20 mg/L 的 CAP 在功率为 20 W 时,在不同蠕动泵流速下的降解效率如图 5 所示。

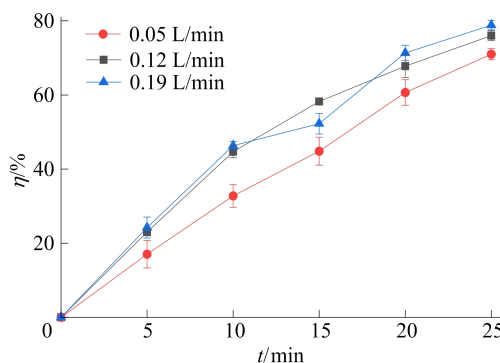


图 5 蠕动泵流速对 CAP 降解的影响

从图 5 可以看出,流速从 0.05 L/min 升到

0.19 L/min, CAP 的降解效率从 70.9% 上升到 78.8%, 即降解效率随着流速的提升而增加。这可能是由于液体流速提升, 使得 CAP 溶液的循环次数增加, 等离子体处理次数也随之增加, 从而提高了降解效率。并且流速在 0.19、0.12 L/min 时的降解效率相差不大, 考虑实验的稳定性及可重复性, 后续实验选择 0.12 L/min 作为蠕动泵流速进行实验。

在等离子体的处理过程中, 水处理量往往也是污染物降解的一个重要因素。CAP 溶液处理量对 CAP 降解的影响如图 6 所示。在放电功率为 20 W、处理时间为 25 min 时, 体积为 60、80、100 mL 的 CAP 降解效率分别为 76.0%、67.9%、57.1%。总体的降解趋势是随着溶液处理量的增加, 降解效率逐渐降低。这是由于在相同的放电功率下, 等离子体产生的液相活性基团(如  $\cdot\text{OH}$ 、 $\text{H}_2\text{O}_2$ 、 $\text{O}_3$  等)的量是一定的<sup>[11]</sup>, 溶液体积增加, 相应 CAP 的处理量越多, 其单位量可利用的活性物质就越少, 进而导致高处理量的 CAP 具有较低的降解效率。

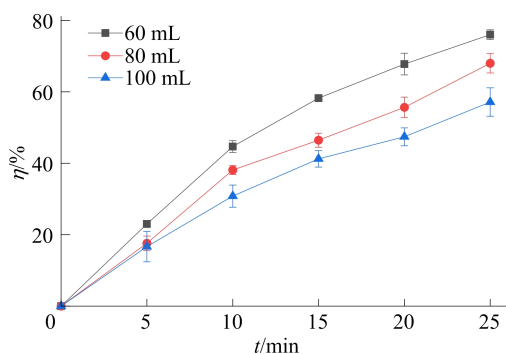


图 6 CAP 溶液处理量对 CAP 降解的影响

不同初始质量浓度的 CAP 对 CAP 降解的影响如图 7 所示。实验的放电功率为 20 W, 当处理时间为 25 min, 初始质量浓度为 15、20、40 mg/L 的 CAP 降解效率分别为 92.3%、76.0%、69.4%, 可见在较高的初始质量浓度下 CAP 降解效率较低。这与前面含污染物水的体积的增加、降解效率降低的原因类似, 即在相同的放电条件下, 等离子体产生的液相活性物质(如  $\cdot\text{OH}$ 、 $\text{H}_2\text{O}_2$ 、 $\cdot\text{O}_2^-$ 、 $\text{O}_3$  等)的量是一定的, 溶液中 CAP 的质量浓度越高, 其单位量可利用的活性物质就越少, 这导致高质量浓度的 CAP 的降解效率更低。反之当 CAP 质量浓度越低时, 污染物分子获得与液相活性基团反应几率就越高, CAP 的降解效率也

就越高。研究报道, 在贵阳南明河中, CAP 在水中质量浓度范围可达到 0.6~11.2 mg/L, 从这个角度来看, 研究低质量浓度污染物降解情况更接近真实水体<sup>[12]</sup>, 因此其结果具有借鉴意义。

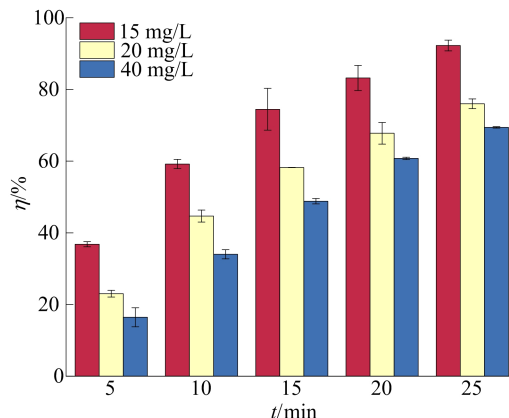


图 7 CAP 初始质量浓度对 CAP 降解的影响

等离子体放电功率与其引发的液相活性物质密切相关, 因此放电功率在污染物的降解过程中发挥着重大作用。CAP 降解效率在不同放电功率下的变化情况如图 8 所示。

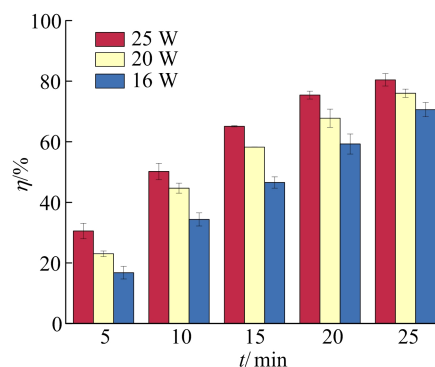


图 8 放电功率对氯霉素降解的影响

从图 8 可以看出: 随着放电功率和等离子体处理时间增加, CAP 降解效率大大提高; 当放电功率从 16 W 增加至 25 W, 放电时间为 25 min 时, 氯霉素的降解效率从 70.6% 增加到 80.4%, 这与文献[9]的研究结果相同。其主要原因是放电功率增加使得等离子体放电变得更强, 在水中产生更多的活性物质, 从而提高了 CAP 的降解效率。

### 2.3 水中离子对 CAP 降解的影响

随着对模拟水中有机污染物降解研究的不断深入, 更多的学者更注重真正的污染废水的研究。自然环境中水中的物质是复杂的, 阴离子(如

$\text{Cl}^-$ 、 $\text{CO}_3^{2-}$ 、 $\text{HCO}_3^-$ 、 $\text{NO}_3^-$ 等)以及自然界中普遍存在的腐殖酸等物质会影响等离子体在液相中产生的活性氧质量浓度,导致其降解效率发生变化。因此,这些因素的影响有待进一步探讨。

### 2.3.1 $\text{Cl}^-$ 对 CAP 降解的影响

$\text{Cl}^-$  是实际水体中最常见的阴离子之一,不同浓度  $\text{Cl}^-$  对 CAP 降解的影响如图 9 所示,在处理时间 25 min 时,去离子水以及添加  $\text{Cl}^-$  (1、10、20 mmol/L) 水溶液中的 CAP 的降解效率分别为 80.4%、73.6%、64.3%、52.1%。

随着  $\text{Cl}^-$  的添加,氯霉素的降解效率下降。这是由于  $\text{Cl}^-$  加入对反应系统中的自由基类型及含量产生了影响。氯离子能与  $\cdot\text{OH}$  反应生成  $\cdot\text{ClOH}^-$ , 并且迅速分解为  $\cdot\text{OH}$  和氯化物<sup>[13]</sup>。但是,介质阻挡等离子体放电过程中会产生硝酸根和亚硝酸根,并使得溶液呈酸性,在酸性条件下,  $\cdot\text{ClOH}^-$  会与氢离子进一步反应生成  $\cdot\text{Cl}$ , 并且  $\cdot\text{Cl}$  还原电位低于  $\cdot\text{OH}$ <sup>[14]</sup>。在这种情况下,  $\text{Cl}^-$  的存在会抑制氯霉素的降解。

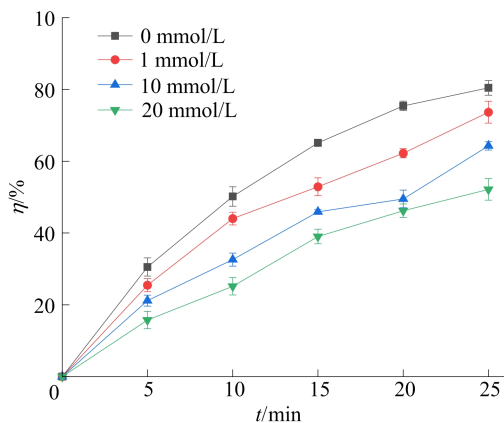


图 9  $\text{Cl}^-$  对 CAP 降解的影响

### 2.3.2 $\text{HCO}_3^-$ 、 $\text{CO}_3^{2-}$ 对 CAP 降解的影响

碳酸盐离子是水资源中常见的主要无机离子之一,碳酸盐种类是在所有水源中占总离子中近 50% 的离子。因此探究  $\text{HCO}_3^-$ 、 $\text{CO}_3^{2-}$  对污染物降解的影响具有实际意义。 $\text{HCO}_3^-$  加入后对 CAP 的降解效果的影响如图 10 所示。

当 DBD 处理 25 min 时,纯水中 CAP 的降解效率为 80.4%,而添加 1 mmol/L 的  $\text{HCO}_3^-$  的水溶液中 CAP 的降解效率为 65.9%,且水溶液中  $\text{HCO}_3^-$  的浓度越高,对 CAP 降解抑制效果越明

显,这说明了  $\text{HCO}_3^-$  会明显抑制等离子体降解水中 CAP 的效率。文献<sup>[15]</sup>也有类似的结果,其中 0.6 mmol/L 的  $\text{HCO}_3^-$  的存在将  $\text{Fe}^{2+}$  /PMS 系统中 CAP 的降解效率从没有  $\text{HCO}_3^-$  的 100.0% 降低到 80.0%。有研究表明<sup>[16]</sup>,在 UV/过硫酸盐体系中, $\text{HCO}_3^-$  的存在对 CAP 的降解具有显著的抑制作用,随着  $\text{HCO}_3^-$  浓度从 1 mmol/L 增加到 100 mmol/L, CAP 的降解效率从 80.4% 下降到约 60.0%。造成这一现象的原因可能是  $\text{HCO}_3^-$  会与  $\cdot\text{OH}$  发生反应产生  $\text{CO}_3^{\cdot-}$ , 而  $\text{CO}_3^{\cdot-}$  的氧化电位明显低于  $\cdot\text{OH}$ <sup>[11]</sup>, 反应式为:

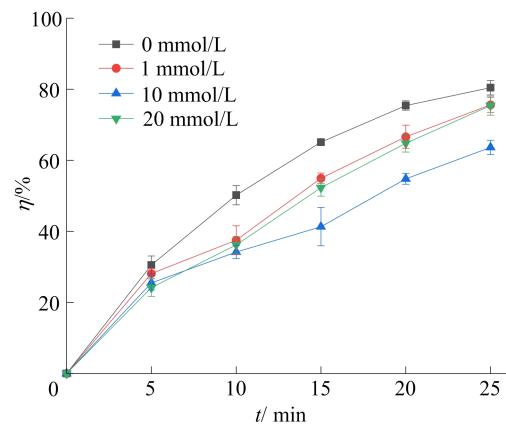


图 10  $\text{HCO}_3^-$  对 CAP 降解的影响

$\text{CO}_3^{2-}$  加入后 CAP 的降解效果随等离子体处理时间的变化如图 11 所示。

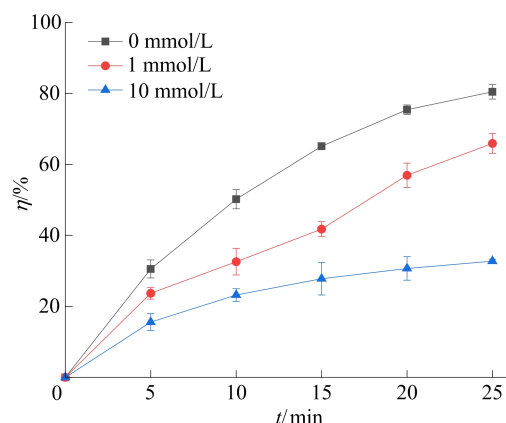


图 11  $\text{CO}_3^{2-}$  对 CAP 降解的影响

从图 11 可以看出,  $\text{CO}_3^{2-}$  的加入明显抑制了 CAP 的降解, 当添加 10 mmol/L 的  $\text{CO}_3^{2-}$  时, CAP 的降解效率降至 32.9%。并且对比可知,

$\text{CO}_3^{2-}$  对 CAP 降解的抑制效果明显大于  $\text{HCO}_3^-$ , 其原因是  $\text{CO}_3^{2-}$  与  $\cdot\text{OH}$  的反应速率 ( $k=3.9 \times 10^8 \text{ L}/(\text{mol} \cdot \text{s})$ ) 明显高于  $\text{HCO}_3^-$  的反应速率 ( $k=8.5 \times 10^8 \text{ L}/(\text{mol} \cdot \text{s})$ ), 从而使得抑制效果更明显。此外,  $\text{CO}_3^{2-}$  和  $\text{HCO}_3^-$  的存在还会改变溶液的 pH 值, 从而进一步改变氧化剂的稳定性, 具体而言,  $\text{H}_2\text{O}_2$  在碱性条件下能分解成超氧自由基、羟基自由基和水。



### 2.3.3 $\text{NO}_3^-$ 对 CAP 降解的影响

$\text{NO}_3^-$  是一种常在水环境检测出的阴离子, 因此探究  $\text{NO}_3^-$  对 CAP 降解的影响具有一定实际意义。 $\text{NO}_3^-$  对 CAP 降解的影响如图 12 所示。

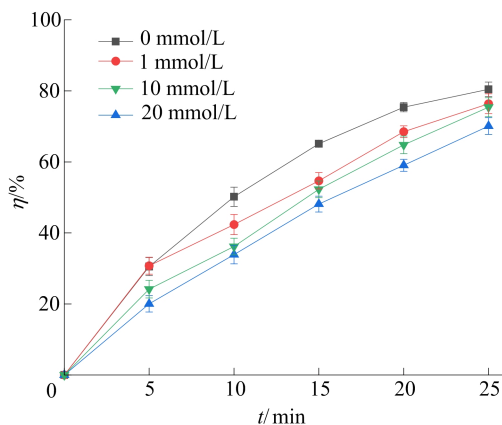


图 12  $\text{NO}_3^-$  对 CAP 降解的影响

从图 12 可以看出,  $\text{NO}_3^-$  同样对 CAP 的降解具有抑制作用, 当添加 20 mmol/L 的  $\text{NO}_3^-$  时, 对 CAP 具有最大的抑制效果, CAP 的降解效率从 80.4% 降至 75.4%。这与前人的研究结果一致, 文献[17]采用过硫酸盐解决 CAP, 添加  $\text{NO}_3^-$  后 CAP 的降解效率明显下降。其原因是  $\text{NO}_3^-$  与 CAP 存在竞争关系, 争夺着与  $\cdot\text{OH}$  发生反应, 使体系内 CAP 可利用的  $\cdot\text{OH}$  减少, 从而使得 CAP 的降解效率降低。相对于  $\text{CO}_3^{2-}$  而言,  $\text{NO}_3^-$  对 CAP 降解的抑制效果较低, 其原因是  $\text{NO}_3^-$  与  $\cdot\text{OH}$  反应生成的  $\cdot\text{NO}_3$  的氧化还原电位和  $\cdot\text{OH}$  的氧化还原电位相差不大。

### 2.3.4 腐植酸对 CAP 降解的影响

腐植酸广泛存在于水体、底泥以及土壤中, 是自然界中的一种常见的大分子有机物质, 已经有研究表明其会对高级氧化降解污染物产生影响[17]。腐植酸对 CAP 降解的影响结果如图 13 所示。

从图 13 可以看出, 本实验中腐植酸会抑制水

体中 CAP 的降解效率, 在水溶液中分别添加 10、15 mg/L 的腐植酸, DBD 处理 25 min 时, CAP 的降解效率分别仅为 69.4%、64.6%, 相较于纯水中 80.4% 有明显抑制效果。文献[11]研究发现, 添加腐植酸之后毒死蜱的降解效率明显下降。其原因是随着水体中腐植酸质量浓度升高, 与 CAP 对等离子体体系中产生的活性物质的竞争就越激烈, 从而抑制 CAP 的降解, 因此, 等离子体投入实际运用时需要考虑天然水体有机质的影响。

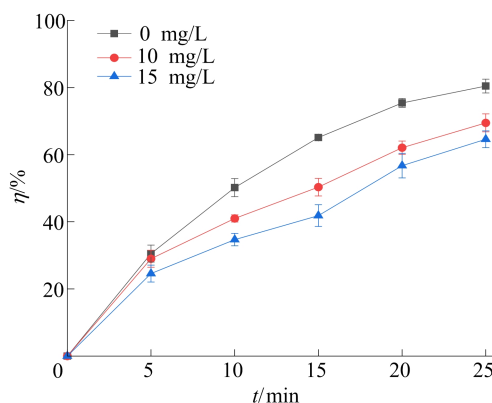


图 13 腐植酸对 CAP 降解的影响

## 2.4 CAP 降解路径分析

为更好解释等离子体技术对 CAP 的降解机理, 实验采用液相色谱-质谱联用法来探究降解过程中产生的中间产物, 结果见表 1 所列。

表 1 CAP 及降解中间产物分子量

物质	分子量	结构式
CAP	322	$\text{C}_{11}\text{H}_{12}\text{Cl}_2\text{N}_2\text{O}_5$
产物 1	195	$\text{C}_8\text{H}_5\text{NO}_5$
产物 2	139	$\text{C}_6\text{H}_5\text{NO}_3$
产物 3	338	$\text{C}_{11}\text{H}_{12}\text{Cl}_2\text{N}_2\text{O}_6$
产物 4	354	$\text{C}_{11}\text{H}_{12}\text{Cl}_2\text{N}_2\text{O}_7$

CAP 的降解归因于等离子体处理中产生的  $\cdot\text{OH}$ 、 $^1\text{O}_2$ 、 $\text{O}_2^-$ 、 $\text{H}_2\text{O}_2$ 、 $\text{O}_3$  会与 CAP 发生反应从而使其分解为小分子的有机物。因此, 为了阐明机理, 对所涉及的反应和产物进行了研究, 结果如图 14 所示。首先是 CAP 在  $\cdot\text{OH}$  的氧化作用下, 通过去羟基作用生成产物 1, 文献[18]中论述了活性基团倾向于攻击不对称的 C—C。产物 1 被进一步氧化生成产物 2; 由于 CAP 的弱键氢原子, 这些氢很容易被  $\cdot\text{OH}$  攻击, 生成羟基化产物 (图 3a 和图 3b)[19], 此外, 羟基化发生在芳香环上, 导致产物 3c 的产生; 这 2 个过程也可以同时发生, 从而产生产物 4。这与文献[9]的研究结论

相符。最终,部分中间产物转化为二氧化碳和水<sup>[20]</sup>。

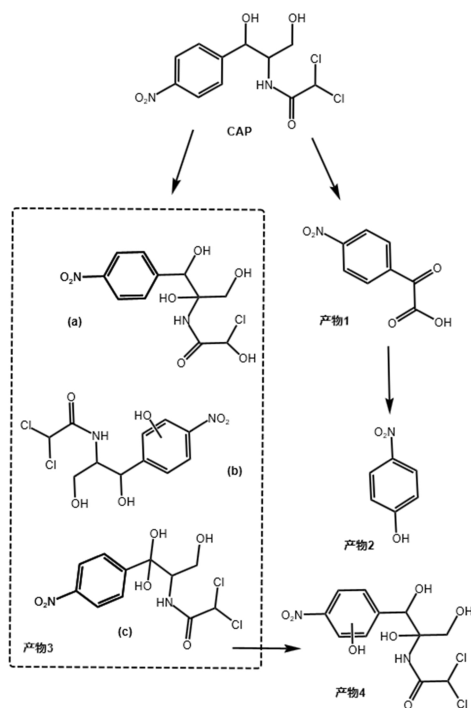


图 14 CAP 降解路径

### 3 结 论

本文设计一种新型的 DBD 等离子体装置,并应用于 CAP 的降解研究。实验探究了放电功率、初始质量浓度、蠕动泵流速以及 CAP 溶液处理量对降解效果的影响;同时深入研究了水中常见离子(如  $\text{Cl}^-$ 、 $\text{CO}_3^{2-}$ 、 $\text{HCO}_3^-$ 、 $\text{NO}_3^-$ )以及腐植酸对 CAP 降解效果的影响,以期全面了解实际水体环境中 CAP 降解的复杂机制。最后通过对降解中间产物分析提出可能的降解路径。

1) 随着放电功率的提升,CAP 的降解效率呈现出递增趋势。当放电功率达到 25 W 时,CAP 的降解效率达到最高值,为 80.5%。此外,实验结果表明,蠕动泵的最适流速为 0.12 L/min,这一流速条件下有助于实现 CAP 的高效降解。另外,初始质量浓度的增加会对 CAP 的降解效率产生负面影响,即初始质量浓度越高,降解效率越低。

2) 在水环境中,典型的无机阴离子(如  $\text{Cl}^-$ 、 $\text{CO}_3^{2-}$ 、 $\text{HCO}_3^-$ 、 $\text{NO}_3^-$ )以及腐植酸均会对 CAP 的降解产生抑制作用。这主要是由于这些物质会与等离子体放电过程中产生的  $\cdot\text{OH}$  发生反应,消耗了原本用于降解 CAP 的活性物质。因此,这些无机阴离子和腐植酸在一定程度上抑制了

CAP 的降解效果。

### [参 考 文 献]

- [1] YU J, HOU X, HU X, et al. Efficient degradation of chloramphenicol by zero-valent iron microspheres and new insights in mechanisms[J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2019, 256: 117876-117885.
- [2] ZHANG J, WANG D, ZHAO F, et al. Ferrate modified carbon felt as excellent heterogeneous electro-Fenton cathode for chloramphenicol degradation[J]. Water Research, 2022, 227: 119324-119336.
- [3] XUE Y, WANG Z, BUSH R, et al. Resistance of alkyl chloride on chloramphenicol to oxidative degradation by sulfate radicals; kinetics and mechanism[J]. Chemical Engineering Journal, 2021, 415: 129041-129054.
- [4] ANJALI R, SHANTHAKUMAR S. Insights on the current status of occurrence and removal of antibiotics in wastewater by advanced oxidation processes[J]. Journal of Environmental Management, 2019, 246: 51-62.
- [5] ZHANG J, YANG C, HU J, et al. Deciphering a novel chloramphenicol resistance mechanism; oxidative inactivation of the propanediol pharmacophore[J]. Water Research, 2022, 225: 119127-119138.
- [6] HOFER U. Chloramphenicol resistance is too hot to handle [J]. Nature Reviews Microbiology, 2022, 20(7): 381-381.
- [7] HAN Y, MA J, ZHANG Q, et al. Electrically enhanced non-thermal plasma degrading phenol in water [J]. Journal of Water Process Engineering, 2024, 58: 104931-104940.
- [8] SONG G, SHI G, CHEN L, et al. Different degradation mechanisms of low-concentration ozone for MIL-100 (Fe) and MIL-100 (Mn) over wide humidity fluctuation [J]. Chemosphere, 2022, 308: 136352-136359.
- [9] GUO H, JIANG N, WANG H, et al. Degradation of antibiotic chloramphenicol in water by pulsed discharge plasma combined with  $\text{TiO}_2/\text{WO}_3$  composites; mechanism and degradation pathway[J]. Journal Hazard Mater, 2019, 371: 666-676.
- [10] FANG C, XU H, WANG S, et al. Simultaneous removal of norfloxacin and chloramphenicol using cold atmospheric plasma jet (CAPJ); enhanced performance, synergistic effect, plasma-activated water (PAW) contribution, mechanism and toxicity evaluation [J]. Hazard Mater, 2023, 452: 131306-131319.
- [11] XU Z M, CHEN X Y, JIN X, et al. Study on the effective removal of chlorpyrifos from water by dielectric barrier discharge (DBD) plasma; the influence of reactive species and different water components [J]. Chemical Engineering Journal, 2023: 144755-144768.
- [12] LIU H, ZHANG G, LIU C Q, et al. The occurrence of chloramphenicol and tetracyclines in municipal sewage and the Nanming River, Guiyang City, China [J]. Journal of Environmental Monitoring, 2009, 11(6): 1199-1205.

(下转第 1021 页)

- [J]. *Environmental Chemistry*, 2012, 9(6): 558-563.
- [11] XIA D, YE L, HUANG P, et al. Effect of semiconductor materials on anaerobic methanogenesis of terephthalic acid: promotion and inhibition mechanisms [J]. *AICHE Journal*, 2023, 70(2): e18305.
- [12] LEI Y, ZHU C Z, LU J, et al. Photochemical transformation of dimethyl phthalate (DMP) with  $N(III)$  ( $H_2ONO^+/HONO/NO_2^-$ ) in the atmospheric aqueous environment [J]. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 2020, 17: 332-341.
- [13] BUXTON G V, BYDDER M, SALMON G A, et al. The reactivity of chlorine atoms in aqueous solution. Part III. The reactions of  $Cl \cdot$  with solutes [J]. *Physical Chemistry Chemical Physics*, 2000, 2(2): 237-245.
- [14] ADAMS D J, BARLOW S, BUXTON G V, et al. Evaluation of the stability constant of  $Cl_2 \cdot^-$  in neutral aqueous solution [J]. *Journal of the Chemical Society, Faraday Transactions*, 1995, 91(18): 3303-3305.
- [15] LEI Y, ZHU C, LU J, et al. Photochemical oxidation of di-n-butyl phthalate in atmospheric hydrometeors by hydroxyl radicals from nitrous acid [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(31): 31091-31100.
- [16] LEI Y, CHENG S, LUO N, et al. Rate constants and mechanisms of the reactions of  $Cl \cdot$  and  $Cl_2 \cdot^-$  with trace organic contaminants [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(19): 11170-11182.
- [17] HASEGAWA K, NETA P. Rate constants and mechanisms of reaction of chloride ( $Cl_2 \cdot^-$ ) radicals [J]. *The Journal of Physical Chemistry*, 2002, 82(8): 854-857.
- [18] ZHU M, LU J, ZHAO Y, et al. Photochemical reactions between superoxide ions and 2,4,6-trichlorophenol in atmospheric aqueous environments [J]. *Chemosphere*, 2021, 279: 130537.
- [19] IWATA K, HAMAGUCHI H O. Mechanism of the photochemical reaction between anthracene and carbon tetrachloride studied by time-resolved infrared spectroscopy [J]. *Journal of Molecular Structure*, 1997, 413/414: 101-106.
- [20] SONG J, CUI Y, WANG Y, et al. Accurate determination of the kinetics of toluene nitration in a liquid-liquid micro-flow system [J]. *Journal of Flow Chemistry*, 2023, 13(3): 311-323.
- [21] YUAN X, YAO J F, TANG Z Y. Decarboxylative fluorination of electron-rich heteroaromatic carboxylic acids with selectfluor [J]. *Organic Letters*, 2017, 19(6): 1410-1413.
- [22] ZHU C, OUYANG B, WANG J, et al. Photochemistry in the mixed aqueous solution of nitrobenzene and nitrous acid as initiated by the 355 nm UV light [J]. *Chemosphere*, 2007, 67(5): 855-861.

(责任编辑 吴 亮)

### (上接第 1015 页)

- [13] MINAKATA D, KAMATH D, MAETZOLD S. Mechanistic insight into the reactivity of chlorine-derived radicals in the aqueous-phase UV-chlorine advanced oxidation process: quantum mechanical calculations [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(12): 6918-6926.
- [14] YANG Y, PIGNATELLO J J, MA J, et al. Comparison of halide impacts on the efficiency of contaminant degradation by sulfate and hydroxyl radical-based advanced oxidation processes (AOPs) [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(4): 2344-2351.
- [15] NIE M, YAN C, XIONG X, et al. Degradation of chloramphenicol using a combination system of simulated solar light,  $Fe^{2+}$  and persulfate [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 348: 455-463.
- [16] GHAUCH A, BAALBAKI A, AMASHA M, et al. Contribution of persulfate in UV-254nm activated systems for complete degradation of chloramphenicol antibiotic in water [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 317: 1012-1025.
- [17] 张壮. 高铁酸钾联合硫代硫酸钠氧化降解氯霉素的影响因素及其机理研究[D]. 长沙: 湖南大学, 2022.
- [18] NIE M, YANG Y, ZHANG Z, et al. Degradation of chloramphenicol by thermally activated persulfate in aqueous solution [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2014, 246: 373-382.
- [19] CSAY T, RÁCZ G, TAKÁCS E, et al. Radiation induced degradation of pharmaceutical residues in water: chloramphenicol [J]. *Radiation Physics and Chemistry*, 2012, 81(9): 1489-1494.
- [20] WU L, YAN X, YANG L, et al. Simultaneous efficient degradation and dechlorination of chloramphenicol using UV/sulfite reduction: mechanisms and product toxicity [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2023, 452: 139161-139172.

(责任编辑 吴 亮)