

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.09.009

# 紫外/一氯胺降解水中氯霉素的性能与机理研究

刘汝鹏<sup>1</sup>, 郝玉友<sup>2</sup>, 罗从伟<sup>3</sup>, 武道吉<sup>3</sup>, 成小翔<sup>3</sup>

(1. 山东建筑大学 资源与环境创新研究院, 山东 济南 250101; 2. 莒县城乡建设服务中心, 山东 莒县 276599; 3. 山东建筑大学 市政与环境工程学院, 山东 济南 250101)

**摘要:** 以抗生素中典型的氯霉素(CAP)作为研究对象,探讨了紫外/一氯胺(UV/NH<sub>2</sub>Cl)高级氧化技术降解CAP的反应动力学、影响因素和消毒副产物生成情况。结果表明,对比单独UV工艺及UV/NH<sub>2</sub>Cl高级氧化技术,NH<sub>2</sub>Cl的加入可以明显提高CAP的降解速度,假一级动力学降解速率常数可达0.017 2 min<sup>-1</sup>。提升NH<sub>2</sub>Cl浓度可以促进CAP的降解,然而随着pH值的增加,对CAP的降解率呈现先增加后降低的趋势,在pH值为7时降解率最大。此外,在UV/NH<sub>2</sub>Cl体系中,水中的无机阴离子(Cl<sup>-</sup>、Br<sup>-</sup>、HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>)及天然有机物(NOM)的存在均会对CAP的降解起到不同程度的抑制作用。在消毒副产物的生成方面,相比单独的NH<sub>2</sub>Cl预氧化方式,UV/NH<sub>2</sub>Cl预氧化会降低后续氯胺消毒过程中三氯硝基甲烷、二氯乙腈、二氯乙酰胺和三氯乙酰胺的产生。

**关键词:** 紫外; 一氯胺; 氯霉素; 反应动力学; 影响因素; 消毒副产物

**中图分类号:** TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)09-0051-06

## Performance and Mechanism of Chloramphenicol Degradation in Aqueous Solution by Ultraviolet/Monochloroamine

LIU Ru-peng<sup>1</sup>, HAO Yu-you<sup>2</sup>, LUO Cong-wei<sup>3</sup>, WU Dao-ji<sup>3</sup>, CHENG Xiao-xiang<sup>3</sup>

(1. Resources and Environment Innovation Institute, Shandong Jianzhu University, Jinan 250101, China; 2. Juxian Urban and Rural Construction Service Center, Juxian 276599, China; 3. College of Municipal and Environmental Engineering, Shandong Jianzhu University, Jinan 250101, China)

**Abstract:** Chloramphenicol (CAP), a typical antibiotic, was degraded by an advanced oxidation technology—ultraviolet/monochloroamine (UV/NH<sub>2</sub>Cl), and the degradation kinetics, influencing factors and disinfection byproducts (DBPs) formation were investigated. Compared with single UV process, the addition of NH<sub>2</sub>Cl could significantly improve the degradation rate of CAP, and the pseudo-first-order kinetic rate constant could reach 0.017 2 min<sup>-1</sup>. Increasing NH<sub>2</sub>Cl concentration was conducive to improve the degradation efficiency of CAP. However, with the increase of pH value, the degradation rate of CAP increased first and then decreased, and the degradation rate reached the maximum when the pH value was 7. In addition, the presence of some inorganic anions (Cl<sup>-</sup>, Br<sup>-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) and natural organic matter (NOM) would inhibit CAP removal to different degrees. Compared with single NH<sub>2</sub>Cl pre-oxidation method, UV/NH<sub>2</sub>Cl pre-oxidation could decrease the production of trichloronitromethane, dichloroacetonitrile, dichloroacetamide and trichloroacetamide in the subsequent chloramine disinfection process.

**Key words:** UV; monochloroamine (NH<sub>2</sub>Cl); chloramphenicol (CAP); degradation kinetics; influencing factor; DBPs

氯霉素(CAP)作为一种氯代硝基抗生素具有良好的抗菌能力,因此被广泛应用于人类和动物疾病的治疗中。近年来,在我国市政污水中,CAP的检出浓度已超过 $40\text{ }\mu\text{g/L}$ <sup>[1]</sup>。由于CAP分子质量低、亲水性和抗菌能力强,难以被传统的水处理手段去除<sup>[2-4]</sup>。CAP可以导致严重的骨髓抑制和再生障碍性贫血<sup>[5]</sup>。此外,CAP分子结构中的二氯乙酰胺侧链极易被氧化剂攻击脱落,形成二氯乙酰胺分子。而二氯乙酰胺作为一种卤代乙酰胺具有极强的基因毒性和细胞毒性。因此,研究CAP在水处理过程中的降解以及该过程中消毒副产物(如二氯乙酰胺等)的生成具有重要意义。

基于紫外(UV)的高级氧化工艺已被广泛用于饮用水和污水处理过程中。近年来,研究发现将紫外与一氯胺( $\text{NH}_2\text{Cl}$ )结合可以有效降解某些有机污染物<sup>[6-8]</sup>。例如,个人护理品<sup>[9]</sup>、药物<sup>[8]</sup>和内分泌干扰物<sup>[10]</sup>等均可以被UV/ $\text{NH}_2\text{Cl}$ 工艺有效去除。 $\text{NH}_2\text{Cl}$ 在UV光解下被分解为氨基自由基( $\text{NH}_2^\cdot$ )和氯自由基( $\text{Cl}^\cdot$ )。在水溶液体系中, $\text{Cl}^\cdot$ 极容易被转换为羟基自由基( $\cdot\text{OH}$ )。其中, $\text{Cl}^\cdot$ 与 $\cdot\text{OH}$ 具有较强的氧化能力,而 $\text{NH}_2^\cdot$ 通常对有机污染物展现出较弱的活性。此外,这些初始自由基也较易与水中共存离子结合生成二级自由基(如 $\text{Cl}_2^\cdot$ 、 $\text{CO}_3^\cdot$ 等)。

然而迄今为止,关于利用UV/ $\text{NH}_2\text{Cl}$ 手段去除CAP,并考察消毒副产物生成情况的研究未见报道。因此,笔者首先考察了CAP在UV/ $\text{NH}_2\text{Cl}$ 及单独UV中的降解情况;其次,分析了pH值、 $\text{NH}_2\text{Cl}$ 浓度、无机阴离子( $\text{Cl}^-$ 、 $\text{Br}^-$ 、 $\text{HCO}_3^-$ )及天然有机物(NOM)对UV/ $\text{NH}_2\text{Cl}$ 降解CAP的影响;最后,研究了UV/ $\text{NH}_2\text{Cl}$ 预处理CAP对后续消毒过程中消毒副产物生成的影响。

## 1 试验材料和方法

### 1.1 试验试剂

试验试剂包括CAP和硝基苯(NB),纯度均大于98%;三氯硝基甲烷、二氯乙腈、二氯乙酰胺和三氯乙酰胺标样;甲醇为色谱纯;其他化学试剂均为分析纯;采用硫酸和氢氧化钠调节溶液pH值;使用Milli-Q超纯水设备制取超纯水。

### 1.2 试验方法

UV/ $\text{NH}_2\text{Cl}$ 降解CAP试验:试验采用由4个低压汞灯(254 nm,10 W)组成的准直光束设备,通过

紫外检测器UVC辐射计测量辐照强度。紫外辐照强度为 $0.16\text{ mW/cm}^2$ ,除特别说明以外,试验均在 $(20\pm 2)\text{ }^\circ\text{C}$ 下进行。通常,反应时间从向含有CAP( $5\text{ }\mu\text{mol/L}$ )、磷酸缓冲溶液( $2\text{ mmol/L}$ )、有/无共存物质( $\text{Cl}^-$ 、 $\text{Br}^-$ 、 $\text{HCO}_3^-$ 、NOM)的体系中加入 $\text{NH}_2\text{Cl}$ 时开始计时,一定时间后取样测定CAP浓度。

消毒副产物生成试验:准备两组含有CAP( $5\text{ }\mu\text{mol/L}$ )、磷酸缓冲溶液( $2\text{ mmol/L}$ )、 $\text{NH}_2\text{Cl}$ ( $200\text{ }\mu\text{mol/L}$ )的反应溶液,将其中一组置于紫外装置下,迅速启动装置并开始计时。反应30 min后,关闭紫外装置,分别向两组反应体系中加入 $200\text{ }\mu\text{mol/L}$ 的 $\text{NH}_2\text{Cl}$ ,进行24 h避光消毒试验,反应结束后加入过量硫代硫酸钠终止反应,取样测定消毒副产物。

### 1.3 检测项目及分析方法

CAP和NB浓度通过高效液相色谱进行测定,色谱柱为Waters Symmetry C18( $150\text{ mm}\times 4.6\text{ mm}$ , $5\text{ }\mu\text{m}$ )。测定条件:流动相为甲醇和0.1%的醋酸混合液(两者的体积比为45:55),流量为 $1\text{ mL/min}$ ,紫外检测波长为280 nm,柱温为 $35\text{ }^\circ\text{C}$ ,进样量为 $100\text{ }\mu\text{L}$ 。

采用气相色谱定量检测消毒副产物。称取2 g干燥后的硫酸钠固体粉末加入到5 mL样品中,振荡1 min。再将2 mL甲基叔丁基醚(MTBE)加入其中,振荡2 min。静置30 min后,于上清液中取1 mL用于样品检测。气相检测条件如下:进样量为 $1\text{ }\mu\text{L}$ ,柱温为 $40\text{ }^\circ\text{C}$ ,然后以 $20\text{ }^\circ\text{C/min}$ 的速度升高到 $200\text{ }^\circ\text{C}$ (保持2 min);注射口温度为 $180\text{ }^\circ\text{C}$ ;ECD检测器温度为 $320\text{ }^\circ\text{C}$ 。

## 2 结果与讨论

### 2.1 UV/ $\text{NH}_2\text{Cl}$ 体系对CAP的降解

当 $\text{NH}_2\text{Cl}$ 浓度为 $200\text{ }\mu\text{mol/L}$ 时,单独紫外和紫外/一氯胺体系对CAP的降解效果如图1所示。

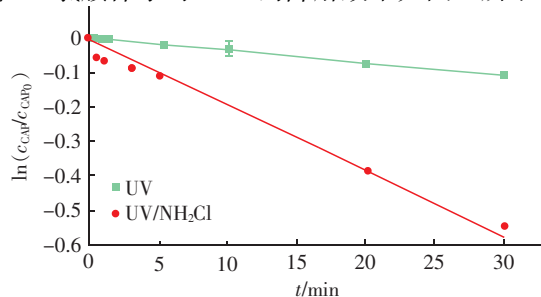
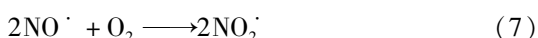
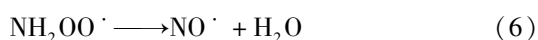
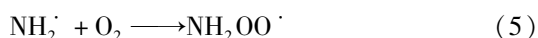
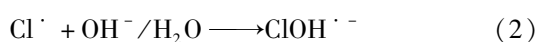


图1 单独紫外和紫外/一氯胺体系对氯霉素的降解效果

Fig.1 Degradation effect of CAP by UV and UV/ $\text{NH}_2\text{Cl}$

从图1可以看出,单独紫外和紫外/一氯胺体系对CAP的降解过程均符合假一级动力学。单独紫外体系对CAP的降解速率常数仅为 $0.0036\text{ min}^{-1}$ ,而在UV/ $\text{NH}_2\text{Cl}$ 中的降解速率常数可达到 $0.0172\text{ min}^{-1}$ 。相比单独UV体系,加入 $\text{NH}_2\text{Cl}$ 后明显提高了降解CAP的效果。

UV/ $\text{NH}_2\text{Cl}$ 体系中的活性成分主要包括 $\cdot\text{OH}$ 、活性氯物质(如 $\text{Cl}^\cdot$ 、 $\text{Cl}_2^\cdot$ 等)和活性氮物质(如 $\text{NH}_2^\cdot$ 、 $\text{NH}_2\text{OO}^\cdot$ 等),该体系内活性组分生成机制见式(1)~(7)。



大量研究表明,活性氮物质的氧化能力较低,对有机物通常表现为较弱的氧化活性,因此可以认为,在UV/ $\text{NH}_2\text{Cl}$ 体系中,CAP的降解主要是由于UV光解以及 $\cdot\text{OH}$ 和活性氯物质的作用。

## 2.2 UV/ $\text{NH}_2\text{Cl}$ 体系降解CAP的影响因素分析

### 2.2.1 $\text{NH}_2\text{Cl}$ 浓度

图2为 $\text{NH}_2\text{Cl}$ 浓度对降解CAP的影响。

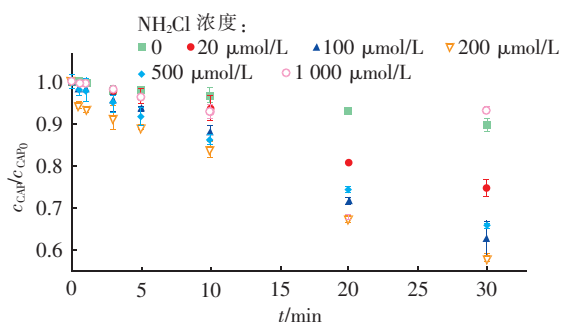


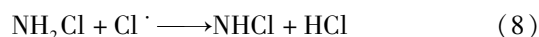
图2  $\text{NH}_2\text{Cl}$ 浓度对降解CAP的影响

Fig. 2 Effect of  $\text{NH}_2\text{Cl}$  concentration on CAP degradation

从图2可以看出,在中性环境中,CAP降解率随着 $\text{NH}_2\text{Cl}$ 浓度的增加先升高后降低,且当 $\text{NH}_2\text{Cl}$ 浓度为 $200\text{ }\mu\text{mol/L}$ 时,降解率最大,可达42%。当 $\text{NH}_2\text{Cl}$ 投加量在 $0\sim 200\text{ }\mu\text{mol/L}$ 范围内增加时,体系中的活性物质浓度随之增加,因而促进了CAP的降解。Tian等人<sup>[11]</sup>也曾报道,随着 $\text{NH}_2\text{Cl}$ 浓度由

$0.0158\text{ mmol/L}$ 增加到 $0.252\text{ mmol/L}$ 时,卡马西平的降解动力学常数增加2.7倍。

而当 $\text{NH}_2\text{Cl}$ 浓度进一步提升至 $500$ 、 $1000\text{ }\mu\text{mol/L}$ 时,CAP的降解过程受到了明显抑制。Tian等人<sup>[11]</sup>指出,当 $\text{NH}_2\text{Cl}$ 浓度增加到一定程度时, $\text{NH}_2\text{Cl}$ 对目标污染物碘帕醇的促进作用逐渐减弱,这是由于过量的 $\text{NH}_2\text{Cl}$ 会与污染物竞争体系中的活性自由基,见式(8)~(9),从而削弱了活性物质对污染物的降解作用。



### 2.2.2 pH值

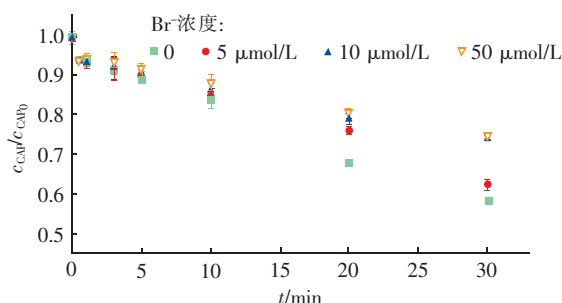
考察了pH值对CAP降解效果的影响,结果表明,当pH值由5升高至7时,假一级动力学降解速率常数由 $0.0153\text{ min}^{-1}$ 增加到 $0.0172\text{ min}^{-1}$ ,而当pH值进一步增加到8时,降解速率常数却下降至 $0.0074\text{ min}^{-1}$ 。与以往报道的结果相似<sup>[7]</sup>,本试验发现, $\text{NH}_2\text{Cl}$ 光解不受pH值的影响,但pH值可能会对体系中活性物质的组成及浓度造成影响。因此后续研究以NB作为 $\cdot\text{OH}$ 指示剂,考察了不同pH值条件下,UV/ $\text{NH}_2\text{Cl}$ 体系中不同活性物质对降解CAP的贡献率。结果表明,当pH值为5、7、8时,UV光解后降解CAP的贡献率分别为31%、26%和5%, $\cdot\text{OH}$ 的贡献率分别为53%、67%和8%,活性氯物质的贡献率分别为16%、8%和87%。可见, $\cdot\text{OH}$ 对CAP的降解贡献率先升高后降低,该现象与pH值的影响规律一致。因此可以认为,在UV/ $\text{NH}_2\text{Cl}$ 体系中对CAP降解起主要作用的活性物质为 $\cdot\text{OH}$ 。

### 2.2.3 无机阴离子

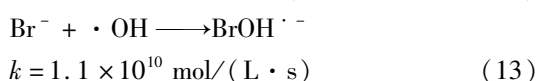
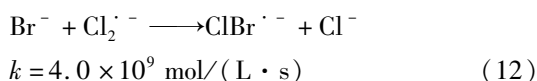
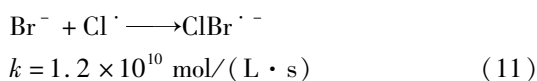
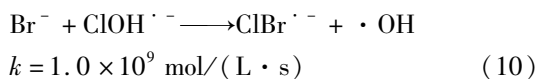
天然水体中含有大量无机阴离子,其中 $\text{Cl}^-$ 、 $\text{Br}^-$ 、 $\text{HCO}_3^-$ 通常会对污染物在基于UV的高级氧化过程中的降解产生重要影响。因此,考察这3种阴离子对UV/ $\text{NH}_2\text{Cl}$ 体系降解CAP的影响,本试验中 $\text{NH}_2\text{Cl}$ 的投加量为 $200\text{ }\mu\text{mol/L}$ 。

#### ① $\text{Br}^-$

在中性条件(pH值=7)下, $\text{Br}^-$ 对UV/ $\text{NH}_2\text{Cl}$ 体系降解CAP的影响如图3所示。可以看出, $\text{Br}^-$ 的存在抑制了CAP在UV/ $\text{NH}_2\text{Cl}$ 中的降解。当 $\text{Br}^-$ 投加量为 $50\text{ }\mu\text{mol/L}$ 时,相比于未加 $\text{Br}^-$ ,CAP降解率降低了17%。

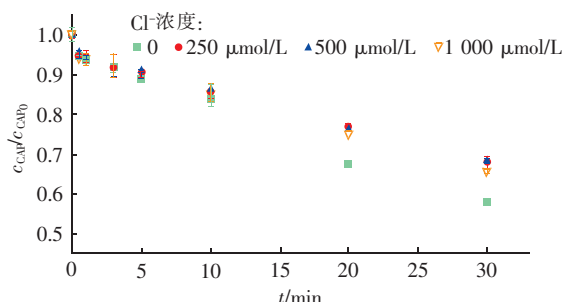
图3 Br<sup>-</sup>对UV/NH<sub>2</sub>Cl体系降解CAP的影响Fig. 3 Effect of Br<sup>-</sup> on CAP degradation by UV/NH<sub>2</sub>Cl

Br<sup>-</sup>对UV/NH<sub>2</sub>Cl体系降解CAP的影响,可能是由于Br<sup>-</sup>可以捕获体系生成的活性物质,见式(10)~(13),因而降低了可以与CAP反应的活性物质的浓度。

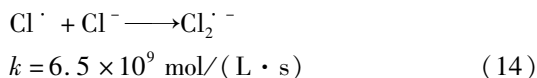


## ② Cl<sup>-</sup>

图4展示了Cl<sup>-</sup>对UV/NH<sub>2</sub>Cl体系降解CAP的影响。

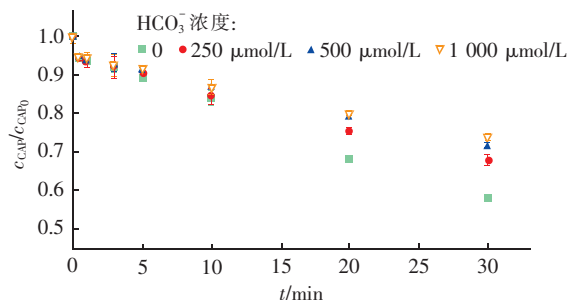
图4 Cl<sup>-</sup>对UV/NH<sub>2</sub>Cl体系降解CAP的影响Fig. 4 Effect of Cl<sup>-</sup> on CAP degradation by UV/NH<sub>2</sub>Cl

从图4可以看出,Cl<sup>-</sup>的加入轻微抑制了CAP的降解。Cl<sup>-</sup>能够捕获UV/NH<sub>2</sub>Cl体系中产生的Cl<sup>·</sup>,生成Cl<sub>2</sub><sup>·-</sup>,而Cl<sub>2</sub><sup>·-</sup>具有较弱的反应活性<sup>[12]</sup>。由于Cl<sup>·</sup>对CAP在UV/NH<sub>2</sub>Cl中的降解贡献较小,因此由Cl<sup>-</sup>捕获Cl<sup>·</sup>导致的抑制程度也相应较低。

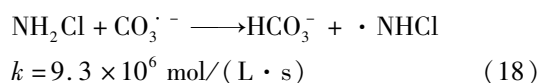
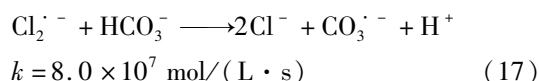
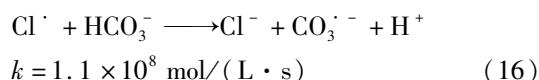
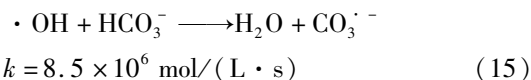


## ③ HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>

图5为HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>对UV/NH<sub>2</sub>Cl体系降解CAP的影响。从图5可以看出,随着HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>浓度的增加,CAP的降解率由42%降低至19%。Zhu等人<sup>[9]</sup>也曾报道,当HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>浓度由1 mmol/L升高至10 mmol/L过程中,典型污染物(N,N-二乙基-甲酰胺)在UV/NH<sub>2</sub>Cl体系中的降解速率常数由5.65 cm<sup>2</sup>/mJ增加至1.79 cm<sup>2</sup>/mJ。

图5 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>对UV/NH<sub>2</sub>Cl体系降解CAP的影响Fig. 5 Effect of HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> on CAP degradation by UV/NH<sub>2</sub>Cl

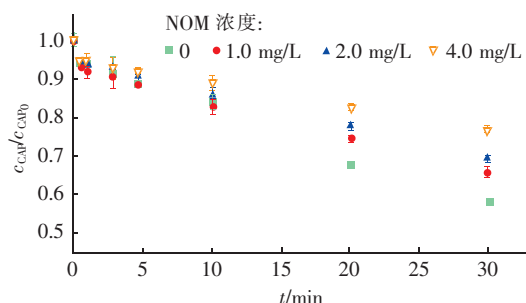
HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>可以与UV/NH<sub>2</sub>Cl体系中的·OH、Cl<sup>·</sup>和Cl<sub>2</sub><sup>·-</sup>反应,生成反应活性较弱的CO<sub>3</sub><sup>·-</sup>,见式(15)~(17)。而生成的CO<sub>3</sub><sup>·-</sup>也可以消耗体系中的一氯胺,见式(18),削弱了NH<sub>2</sub>Cl的光解过程。



## 2.2.4 NOM

图6为NOM对UV/NH<sub>2</sub>Cl体系降解CAP的影响。可以看出,NOM的存在会抑制CAP的降解,且随着NOM浓度的增加,这种抑制作用也增强。例如,在中性条件下,相较于未投加NOM,当NOM浓度为4.0 mg/L时,CAP降解率由42%降低至16%。在基于UV的高级氧化处理过程中,NOM通常扮演3种角色,即光敏剂、遮光剂和活性物质捕获剂。在本试验中,NOM对CAP的抑制作用可能是由于其对紫外光的遮蔽或对活性物质的捕获占据更为重要的地位。

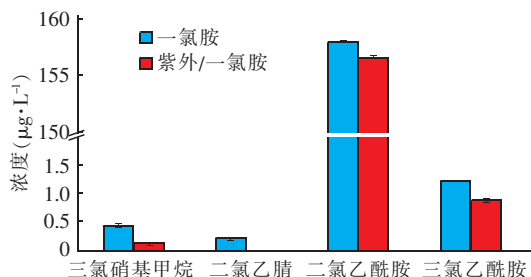


图6 NOM对UV/NH<sub>2</sub>Cl体系降解CAP的影响Fig. 6 Effect of NOM on CAP degradation by UV/NH<sub>2</sub>Cl

### 2.3 消毒副产物生成情况分析

大量研究表明,NH<sub>2</sub>Cl作为一种常用的消毒剂具有增加消毒副产物(DBPs)生成的风险<sup>[13-17]</sup>,因此考察UV/NH<sub>2</sub>Cl体系是否会对消毒副产物的生成造成影响十分必要。已有报道显示<sup>[7,18-19]</sup>,UV/NH<sub>2</sub>Cl预处理会提高氯代消毒副产物(如三氯甲烷、三氯乙腈、三氯硝基甲烷等)的生成。此外,UV/NH<sub>2</sub>Cl预处理还会增加某些具有严重基因毒性和细胞毒性的消毒副产物(如碘代消毒副产物、N-二甲基亚硝胺)生成量<sup>[20]</sup>。Wu等人<sup>[6]</sup>的研究显示,采用紫外/一氯胺预处理泛影酸钠(一种碘代有机物)后,碘仿的产量可达10 μg/L以上。

在本试验中,共检测到4种消毒副产物,即三氯硝基甲烷、二氯乙腈、二氯乙酰胺和三氯乙酰胺。图7为UV/NH<sub>2</sub>Cl预处理对消毒副产物生成的影响。可以看出,相比单独一氯胺的预处理方式,UV/NH<sub>2</sub>Cl体系对上述4种消毒副产物的生成均有抑制作用,这可能是由于UV/NH<sub>2</sub>Cl体系中产生了活性氯物质以及·OH,从而降低了CAP的消毒副产物生成势。

图7 UV/NH<sub>2</sub>Cl预处理对消毒副产物生成的影响Fig. 7 Effect of UV/NH<sub>2</sub>Cl pre-treatment on DBPs formation

## 3 结论

UV/NH<sub>2</sub>Cl体系可以有效降解CAP,除UV光

解作用外,主要归因于该体系中生成了·OH及活性氯物质。CAP的降解率随着pH值的增加先增大后减小,在pH值为7时降解率最高,而CAP在此时的降解主要是由于·OH的作用。在一定范围内,NH<sub>2</sub>Cl浓度的升高可以提高体系中活性物质的浓度,因此促进了CAP的降解,但过量的NH<sub>2</sub>Cl也会消耗体系中的活性物质,因此过量投加NH<sub>2</sub>Cl会导致促进作用减弱甚至消失。一些无机阴离子(Cl<sup>-</sup>、Br<sup>-</sup>、HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>)会捕获活性物质,因此抑制了CAP的降解。此外,由于NOM亦可消耗活性物质并遮蔽紫外光,因此它的存在也会抑制CAP的降解。UV/NH<sub>2</sub>Cl预处理工艺减少了某些消毒副产物(如三氯硝基甲烷、二氯乙腈、二氯乙酰胺和三氯乙酰胺)的生成。

### 参考文献:

- [1] LIU H,ZHANG G P,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: 1199 - 1205.
- [2] IBANZE M, GRACIA-LOR E, BIJLSMA L, *et al.* Removal of emerging contaminants in sewage water subjected to advanced oxidation with ozone[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2013, 260: 389 - 398.
- [3] BADAWY M I, WAHAAB R A, EL-KALLINY A S. Fenton - biological treatment processes for the removal of some pharmaceuticals from industrial wastewater [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 167 ( 1/2/3 ): 567 - 574.
- [4] DONG H Y, QIANG Z M, HU J H, *et al.* Degradation of chloramphenicol by UV/chlorine treatment: kinetics, mechanism and enhanced formation of halonitromethanes [J]. *Water Research*, 2017, 121: 178 - 185.
- [5] SHOKRI M, JODAT A, MODIRSHAHL N, *et al.* Photocatalytic degradation of chloramphenicol in an aqueous suspension of silver-doped TiO<sub>2</sub> nanoparticles [J]. *Environmental Technology*, 2013, 34 ( 9/10/11/12 ): 1161 - 1166.
- [6] WU Y T, ZHU S M, ZHANG W Q, *et al.* Comparison of diatrizoate degradation by UV/chlorine and UV/chloramine processes: kinetic mechanisms and iodinated disinfection byproducts formation [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 375: 121972.

- [7] BU L J, ZHOU S Q, ZHU S M, *et al.* Insight into carbamazepine degradation by UV/monochloramine: reaction mechanism, oxidation products, and DBPs formation[J]. *Water Research*, 2018, 146: 288 – 297.
- [8] JIANG B Q, TIAN Y J, ZHANG Z C, *et al.* Degradation behaviors of isopropylphenazone and aminopyrine and their genetic toxicity variations during UV/chloramine treatment[J]. *Water Research*, 2020, 170: 115339.
- [9] ZHU T X, DENG J, XU M Y, *et al.* DEET degradation in UV/monochloramine process: kinetics, degradation pathway, toxicity and energy consumption analysis[J]. *Chemosphere*, 2020, 255: 126962.
- [10] SUN P Z, MENG T, WANG Z J, *et al.* Degradation of organic micro-pollutants in UV/NH<sub>2</sub>Cl advanced oxidation process [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(15): 9024 – 9033.
- [11] TIAN F X, YE W K, XU B, *et al.* Comparison of UV-induced AOPs (UV/Cl<sub>2</sub>, UV/NH<sub>2</sub>Cl, UV/ClO<sub>2</sub> and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) in the degradation of iopamidol: kinetics, energy requirements and DBPs-related toxicity in sequential disinfection processes [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, 398: 125570.
- [12] FANG J Y, FU Y, SHANG C. The roles of reactive species in micropollutant degradation in the UV/free chlorine system [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(3): 1859 – 1868.
- [13] ZHANG H F, YANG M. Characterization of brominated disinfection byproducts formed during chloramination of fulvic acid in the presence of bromide[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 627: 118 – 124.
- [14] CHU W H, LI X, BONG T, *et al.* The formation of haloacetamides and other disinfection by-products from non-nitrogenous low-molecular weight organic acids during chloramination [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, 285: 164 – 171.
- [15] HU S Y, GONG T T, XIAN Q M, *et al.* Formation of iodinated trihalomethanes and haloacetic acids from aromatic iodinated disinfection byproducts during chloramination[J]. *Water Research*, 2018, 147: 254 – 263.
- [16] FANG J Y, YANG X, MA J, *et al.* Characterization of algal organic matter and formation of DBPs from chlor(am)ination[J]. *Water Research*, 2010, 44(20): 5897 – 5906.
- [17] YANG X, FAN C H, SHANG C, *et al.* Nitrogenous disinfection byproducts formation and nitrogen origin exploration during chloramination of nitrogenous organic compounds[J]. *Water Research*, 2010, 44(9): 2691 – 2702.
- [18] WU Z H, CHEN C Y, ZHU B Z, *et al.* Reactive nitrogen species are also involved in the transformation of micropollutants by the UV/monochloramine process[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(19): 11142 – 11152.
- [19] CAI A H, DENG J, XU M Y, *et al.* Degradation of tetracycline by UV activated monochloramine process: kinetics, degradation pathway, DBPs formation and toxicity assessment[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, 395: 125090.
- [20] RADJENOVIC J, FARRE M J, GERNJAK W. Effect of UV and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> in the presence of chloramines on NDMA formation potential of tramadol [J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(15): 8356 – 8364.

作者简介:刘汝鹏(1978 – ),男,山东济南人,博士,教授,主要研究方向为水处理高级氧化技术。

E-mail: 13904@sdjzu.edu.cn

收稿日期: 2020 – 11 – 17

修回日期: 2020 – 12 – 23

(编辑:任莹莹)