

# 膜生物反应器处理城市污水的后续次氯酸钠消毒研究

杜婧茹<sup>1</sup>, 李魁晓<sup>2\*</sup>, 周军<sup>2</sup>, 甘一萍<sup>2</sup>, 黄国忠<sup>1</sup>

(1. 北京科技大学土木与环境工程学院, 北京 100083; 2. 北京城市排水集团有限责任公司科技研发中心, 北京 100024)

**摘要:** 针对膜生物反应器(membrane bioreactor, MBR)处理城市污水的后续次氯酸钠消毒, 分别开展了不同氯的投加剂量对指示微生物(总大肠菌群和粪大肠菌群)的灭活效果、消毒副产物(disinfection by-products, DBPs)生成量以及消毒后出水发光菌急性毒性研究。结果表明, 在工程应用中 MBR 处理工艺出水总大肠菌群 1 500~2 400 CFU/L, 粪大肠菌群 10~40 CFU/L, 很难达到再生水水质标准的要求。以次氯酸钠为消毒剂进行实验, 当次氯酸钠剂量为有效氯浓度 2.0 mg/L、接触时间为 1 h 时, 消毒后水中粪大肠杆菌能够达到 <3 CFU/L 的再生水回用标准。随有效氯剂量的增加氯消毒副产物的浓度呈线性增长, 当次氯酸钠剂量为有效氯浓度 2.0 mg/L、接触时间为 1 h 时, 三卤甲烷类消毒副产物(trihalomethanes, THMs)和卤乙酸类消毒副产物(haloacetic acids, HAAs)分别为 16.22 和 7.35  $\mu\text{g/L}$ , 其中三氯甲烷(TCM)、一溴二氯甲烷(DCBM)和二溴一氯甲烷(CDBM)的浓度分别为 14.1、1.6 和 0.5  $\mu\text{g/L}$ , TCM 占 THMs 的质量分数为 87%。HAAs 主要为二氯乙酸(DCAA) 1.58  $\mu\text{g/L}$  和三氯乙酸(TCAA) 2.01  $\mu\text{g/L}$ , DBPs 以卤代副产物为主, 低于国家限值。MBR 出水对发光菌的抑制作用较弱(17.5%), 次氯酸钠消毒后发光菌急性毒性显著增加, 有效氯投加量为 3.0 mg/L 时, 抑光率由原水的 17.5% 升至 48% (消除余氯), 但是仍属于无毒范围。由此可见, MBR 出水次氯酸钠消毒能够有效杀灭水中残余微生物, 并且消毒后出水的消毒副产物以及发光菌急性毒性均在安全限值内, 能够满足卫生安全方面的要求。研究为 MBR 工艺出水消毒提供了理论依据和技术支持。

**关键词:** 膜生物反应器; 城市污水; 氯化消毒; 急性毒性; 消毒副产物

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)08-2292-06

## Sodium Hypochlorite Disinfection on Effluent of MBR in Municipal Wastewater Treatment Process

DU Jing-ru<sup>1</sup>, LI Kui-xiao<sup>2</sup>, ZHOU Jun<sup>2</sup>, GAN Yi-ping<sup>2</sup>, HUANG Guo-zhong<sup>1</sup>

(1. Civil & Environment Engineering School, University of Science and Technology Beijing, Beijing 100083, China; 2. Research and Development Center, Beijing Drainage Group Company Limited, Beijing 100024, China)

**Abstract:** Sodium hypochlorite (NaClO) used in wastewater disinfection was assessed by examining its performances in lab fed by the effluent from a MBR treatment plant. The influence of sodium hypochlorite initial concentrations (0.5-3.0 mg/L) on the presence of indicator microorganisms (total coliforms, fecal coliforms), disinfection by-products (DBPs) concentrations and the acute toxicity were evaluated. Results indicate the total coliforms and the fecal coliform were 1 500-2 400 and 10-40 CFU/L, which is difficult to meet the present reclaimed water quality standards. A chlorine dose of 2.0 mg/L and contact for 1 h could achieve a 3 lg indicator bacteria reduction in MBR effluent samples. THMs (trihalomethanes) analysis indicated that concentrations of THMs increase with the raise of the active chlorine dose. After adding sodium hypochlorite 1 h the concentrations of trihalomethanes (THMs) were 16.22, 7.35  $\mu\text{g/L}$  respectively and chloroform (TCM) accounted for 87% of THMs, the haloacetic acids (HAAs) was involved trichloroacetic acid (TCAA) 2.01  $\mu\text{g/L}$ , dichloroacetic acid (DCAA) 1.58  $\mu\text{g/L}$  and under the national limits. Luminescence bacteria acute toxicity analysis showed that the chlorinated effluent has higher inhibition rate (48%) in comparison to the control with a chlorine dosage of 3.0 mg/L. The results which could provide theoretical basis to production show that NaClO disinfection not only can inactivate microbe with the DBPs and acute toxicity of the effluent under the safety limits, but also meet the requirement of health and safety.

**Key words:** membrane bioreactor (MBR); municipal wastewater; chlorination disinfection; acute toxicity; disinfection by-products (DBPs)

污水深度处理再生回用是解决水资源短缺的重要途径, 随着膜材料技术的发展, 膜生物反应器(membrane bioreactor, MBR)作为污水深度处理的有效手段, 得到了广泛的关注。MBR 是一种将污水生物处理技术与膜分离技术相结合的新型污水深度处理工艺<sup>[1, 2]</sup>。由于膜分离技术代替了常规的固液分离装置, 有效地截留了微生物, 实现了水力停留时间和污泥龄的分离, 因此膜生物反应器对污染物处理

效率高、出水水质好且处理效果稳定, 已成功应用于污水处理与回用等领域<sup>[3]</sup>。

MBR 工艺虽然在运行过程中能够高效截留微

收稿日期: 2010-09-06; 修订日期: 2010-12-30

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2008ZX07314-008)

作者简介: 杜婧茹(1984~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为再生水消毒, E-mail: jrdu@126.com

\* 通讯联系人, E-mail: likuixiao@gmail.com

生物,但是由于膜的孔径分布不均匀,以及运行过程中出现的膜丝断裂、破损等问题,使得 MBR 出水残留的病原菌指示微生物很难达到总大肠菌群(3 CFU/L)的国家标准<sup>[4]</sup>。为了保障污水再生回用过程中卫生学方面的安全,需要对 MBR 出水进行后续次氯酸钠消毒处理。然而消毒过程中产生的消毒副产物(disinfection by-products, DBPs)所引起的生态安全负面效应也日益突出<sup>[5]</sup>,因此急需对消毒后出水中的 DBPs 及综合毒性变化进行研究、评价。

于丹丹等<sup>[6]</sup>对 MBR 出水的紫外消毒进行了研究,但关于应用最广泛的次氯酸钠消毒以及消毒对水质健康安全性影响的研究较少。本研究在对 MBR 出水次氯酸钠消毒过程的常规指标进行了测定的同时,对 DBPs 及消毒后出水的急性毒性变化进行了分析,旨在找到适用于 MBR 出水水质的 NaClO 消毒剂剂量,以及对不同有效氯投加量下的水质毒性作出简单评价,以期为 MBR 工艺出水消毒提供理论依据和技术支持。

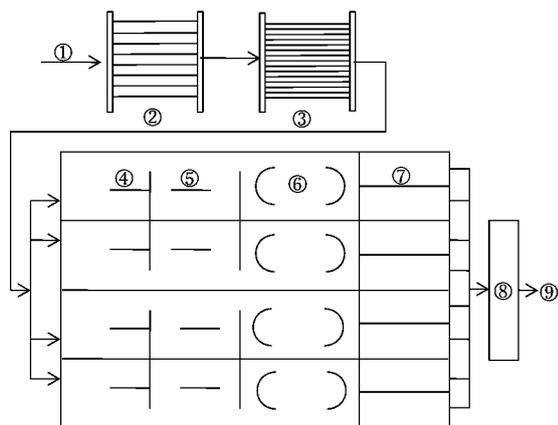
## 1 材料与方法

### 1.1 水样来源

MBR 处理出水取自北京某污水深度处理厂,设计处理能力为 60 000 m<sup>3</sup>/d,主要处理生活污水。水厂的处理工艺流程如图 1 所示,污水经过粗细格栅后进入 MBR 生物反应池,生物反应池采用 UCT (University of Capetown) 工艺。生物池内混合液经泵提升至膜池进行固液分离。MBR 膜直径为 0.04 μm,最大膜通量 16.8 L/(m<sup>2</sup>·h)。

### 1.2 实验分析方法

本实验消毒用次氯酸钠为分析纯溶液(有效氯



1. 进水;2.8 mm 格栅;3.1 mm 格栅;4. 厌氧池;5. 缺氧池;  
6. 好氧池;7. 膜池;8. 消毒系统;9. 出水

图 1 MBR 工艺流程示意

Fig. 1 Schematic diagram of MBR progress

含量≤10%) ,每次实验前使用标准 Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 溶液滴定有效氯含量<sup>[7]</sup>,此次实验中有有效氯浓度(以 Cl<sub>2</sub> 计)为 56 mg/L。实验中按照设定的消毒剂量(0.5~3.0 mg/L)将次氯酸钠溶液加入到 1 L 水样中,混合均匀,1 h 后测定水样中总余氯,以及水质常规指标、发光菌急性毒性,然后迅速使用质量浓度 10g/L 的 Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 溶液消除水中余氯,24 h 内测定水样中病原微生物浓度、消除余氯后的发光菌急性毒性以及 DBPs 浓度。

实验中各指标的测定均参照文献[8]进行分析测定。色度采用上海昕瑞仪器仪表有限公司,SD-9012A 型色度仪测定,浊度使用 HACH 2100 型浊度仪测定,NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 使用纳氏试剂比色法测定,UV<sub>254</sub> 使用 UV-2401 (SHIMADZU) 型紫外/可见分光光度计测定,TOC 使用 Analytikjena Multi N/T 2100 TOC/TN 测定仪测定。消毒后水样中总余氯浓度较低,采用标准 Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 溶液滴定误差影响较大,因此,总余氯使用 HACH Pocket Colorimeter II 余氯仪测定,其原理为 N,N-二乙基苯二胺(DPD)光度法。

急性毒性按照文献[9]测定,以费氏弧菌(*Vibrio fischeri*)为测试菌种,发光度采用 Deltatox<sup>®</sup> 毒性测定仪测定,发光菌毒性实验的反应时间为 15 min,每个样品平行测定 3 次,实验结果以发光抑制率表示,计算公式见式(1)。

$$\text{样品抑光率}(\%) = \left( 1 - \frac{\text{样品光强度}}{\text{空白对照光强度}} \right) \times 100\% \quad (1)$$

主要消毒副产物三卤甲烷(trihalomethanes, THMs):三氯甲烷(CHCl<sub>3</sub>, TCM),一溴二氯甲烷(CHCl<sub>2</sub>Br, BDCM),二溴一氯甲烷(CHClBr<sub>2</sub>, DBCM)和三溴甲烷(CHBr<sub>3</sub>, TBM)根据 EPA Method 551.1 测定。按照水样与正己烷(Hexane)体积比5:1的比例萃取浓缩水样后,采用气相色谱法对 THMs 进行定量分析。TCM、BDCM、DBCM 和 TBM 标准品购自 Accustandard<sup>®</sup> Inc (USA)。色谱条件为:HP 6890 气相色谱仪(美国安捷伦公司出品);HP-5 石英毛细管色谱柱:30 m,320 μm×0.25 μm;进样口温度为 200℃,ECD 检测器温度为 290℃;载气为高纯氮气,流速 6.3 mL/min;无分流进样,进样量为 1 μL;升温程序为 35℃ 保持 4 min,然后以 10℃/min 升温至 260℃ 保持 4 min。7 种非挥发性消毒副产物卤乙酸(haloacetic acids, HAAs),即一氯乙酸(MCAA)、一溴乙酸(MBAA)、二氯乙酸(DCAA)、二溴乙酸(DBAA)、一氯一溴乙酸(BCAA)、一溴二氯

乙酸(BDCAA)和三氯乙酸(TCAA)采用UPLC-MS/MS(ACQUITY UPLC system, Waters, USA)方法测定,采用液相色谱-质谱联用对HAA进行定性定量分析.色谱柱为BEH C8 column(2.1 mm × 100 mm i. d., 1.7 μm; Waters)<sup>[10]</sup>.流动相为0.1%甲酸溶液(eluent A)和100%乙腈溶液(eluent B).检测信号以串联质谱(ACQUITY TQD, Waters)在电喷射(ESI)负离子模式(Negative-ion Mode)下产生.数据以多反应监测(multiple reactions monitoring, MRM)模式采集,CAA、DCAA、TCAA、MBAA、DBAA的母离子碎片离子( $m/z$ )分别为92.60/34.80、126.60/82.6、136.70/78.50、160.60/116.60、216.80/172.80.

## 2 结果与分析

### 2.1 MBR出水水质分析

MBR出水水质情况如表1所示.

表1 MBR出水水质指标

Table 1 Characteristics of the effluent of MBR

参数	数值	参数	数值
色度/度	35~42	$\text{NH}_4^+ -\text{N}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	0.5~0.75
浊度/NTU	0.14~0.18	粪大肠菌群/CFU·L <sup>-1</sup>	40~80
TOC/mg·L <sup>-1</sup>	5~7	总大肠菌群/CFU·L <sup>-1</sup>	1500~2400
UV <sub>254</sub> /cm <sup>-1</sup>	0.13~0.17	菌落总数/CFU·mL <sup>-1</sup>	10~40

从表1数据可以看出,MBR工艺出水浊度较低,但部分溶解性大分子致色物质仍然能通过膜的孔径,因此出水色度与传统工艺处理出水相当.出水粪大肠菌为40~80 CFU/L比传统工艺出水低1.5~2 lg,但仍然无法满足再生水水质标准.MBR膜的直径为0.04 μm,理论上几乎可以截留住所有细菌,但由于实际运行过程中膜丝的破损、断裂会导致出水中残留一定量的微生物,因此后续消毒处理是保证水质安全和卫生学指标达标的重要措施.

### 2.2 次氯酸钠消毒过程有机物的变化

次氯酸钠是强氧化剂能与水中还原性有机物发生反应.UV<sub>254</sub>能够反映天然水体和污水厂出水中木质素、丹宁、腐殖质等各种含有芳香烃和双键或羟基的共轭体系的主要有机物污染物(占溶解性有机碳的40%~60%),可以作为总有机碳(TOC)的替代参数,即以UV<sub>254</sub>测定值来间接表示TOC<sup>[11]</sup>.为了保证再生水在到达管线终端前具有持续的杀菌效果,因此MBR出水氯消毒后要保证一定的余氯量.水样接触消毒1 h后水中总余氯、色度和UV<sub>254</sub>随有效氯投加量的变化如图2所示.

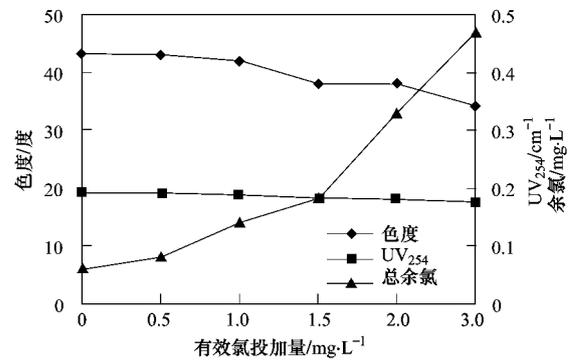


图2 色度、UV<sub>254</sub>及总余氯随有效氯剂量变化曲线

Fig.2 Effect of active chlorine dose on chroma, UV<sub>254</sub> and total residual chlorine

从图2中可以看出,原水色度为43度,随着有效氯剂量的增加,色度和UV<sub>254</sub>都有一定的去除效果,当有效氯投加量达到3.0 mg/L时,对色度的去除率为20%,UV<sub>254</sub>去除率为8%.次氯酸钠具有氧化性,能够破坏水中部分含共轭双键以及苯环的大分子有机物,但由于本实验中次氯酸钠剂量较低,其氧化能力不足以分解大部分的腐殖酸、富里酸及含共轭双键或苯环等致色有机物,因此对UV<sub>254</sub>去除率也较低.在有效氯投加量较低的阶段,水中总余氯浓度随有效氯投加量增加缓慢升高,有效氯投加量超过1.5 mg/L后水中总余氯升高明显,在有效氯投加量为2.0 mg/L时达到0.3 mg/L以上,由于投加的有效氯浓度较低,属于在需氯量曲线的峰点之前加氯,余氯量随投加量的增加一直保持增长趋势,因此余氯主要以化合态形式存在,且并未因与氨氮的直接反应而消耗有效氯<sup>[12]</sup>.

### 2.3 次氯酸钠消毒过程微生物指标的变化

粪大肠菌群、总大肠菌群作为指示菌用以反映水体受粪便污染情况,大肠菌群数的高低,表明了粪便污染的程度,也反映了对人体健康危害性的大小<sup>[13]</sup>.图3为次氯酸钠消毒过程中粪大肠菌群、总大肠菌群和菌落总数随有效氯投加量增加的变化.

由于实验中进出水细菌学指标差别多个数量级且不稳定,常用的去除率无法简洁显示实验所得的结果,因此,引入对数去除率 $\eta$ 的概念:

$$\eta = -\lg N/N_0$$

式中 $N$ 、 $N_0$ 为消毒后、消毒前的微生物数<sup>[14]</sup>.如图3所示,次氯酸钠消毒对粪大肠菌群、总大肠菌群、菌落总数的去除效果明显,其中总大肠菌群的去除率高于粪大肠菌群、菌落总数,在次氯酸钠剂量为2.0

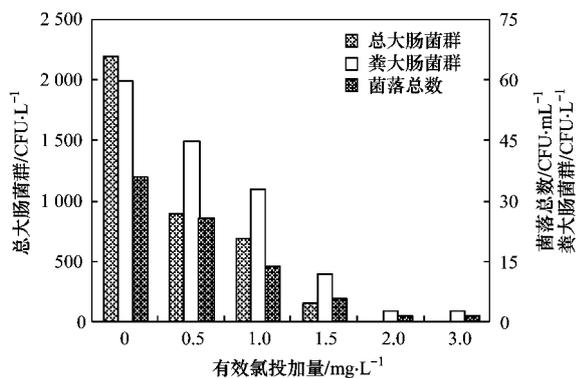


图3 微生物随有效氯投加量变化曲线

Fig. 3 Effect of active chlorine dose on total coliform , fecal coliform and total bacteria

mg/L时,总大肠菌群从原水的2 200 CFU/L降至3 CFU/L,对数去除率为2.87,粪大肠菌群由原水的60 CFU/L降至<3 CFU/L,对数去除率为1.3 lg,菌落总数由原水的36 CFU/mL降至2 CFU/mL,对数去除率为1.26.继续投加有效氯至3.0 mg/L时,总大肠菌群、粪大肠菌群、菌落总数的对数去除率增大速度减缓,微生物出现拖尾现象,这是因为水样中微生物浓度较低的情况下,检测过程易受外界因素影响,以及部分微生物互相聚集导致的<sup>[15]</sup>.

#### 2.4 次氯酸钠消毒过程消毒副产物的变化

在次氯酸钠消毒过程中,杀灭病原微生物的同时,有效氯能够氧化去除或降解有机物并通过取代反应与有机物结合生成卤代有机物.这些卤代副产物经过实验证明具有较强的致突变性和致癌性,并且存在良好的剂量反应关系<sup>[16,17]</sup>.其中THMs和HAAs由于其强致癌性已成为水质安全性保障中控制的主要目标<sup>[18]</sup>.通过对次氯酸钠消毒消除余氯后水样中THMs、HAAs浓度的测定,可以为优化消毒过程提供可靠的依据.图4、5为有效氯投加量和THMs及HAAs生成量之间的关系.

从图4中可以看出随着有效氯投加量的增加,THMs生成量呈线性增长,在有效氯投加量为3.0 mg/L时,水样中THMs浓度增至24.9 μg/L,其中TCM 20.7 μg/L,占THMs总体的质量分数为83%,是构成THMs的主要成分,其生成量随有效氯投加量增长趋势与THMs相同,符合线性增长趋势<sup>[19,20]</sup>.BDCM浓度为3.4 μg/L,约占13%,DCBM浓度为0.8 μg/L,约为THMs总体的3%,TBM的含量低于检出限值(2 μg/L),因此THMs主要以氯代产物为主.我国没有再生水DBPs的相应

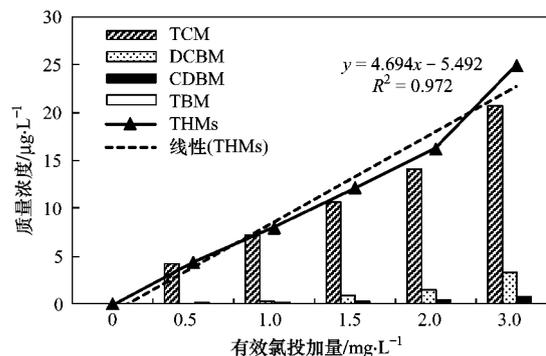


图4 THMs随有效氯投加量增加变化曲线

Fig. 4 Effect of active chlorine dose on THMs

标准,生活饮用水卫生标准中规定了4种THMs的限值(TCM、DCBM、BDCM、TBM依次为60、60、100和100 μg/L)<sup>[21]</sup>.测定结果表明消毒后副产物浓度低于饮用水标准限值,而且由于再生水的暴露量远远小于饮用水,因此在有效氯投加量为3.0 mg/L时,消毒后出水的THMs浓度能够满足人体健康方面的安全要求.

消毒后水中HAAs浓度随有效氯剂量的变化曲线如图5所示.

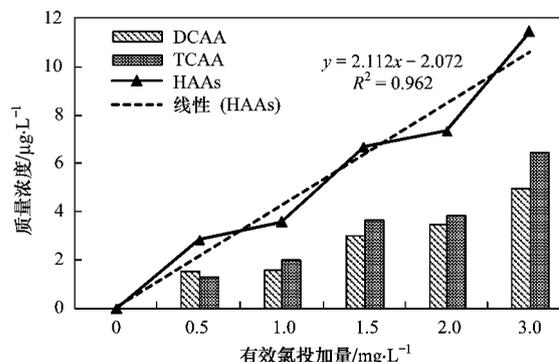


图5 HAAs随有效氯投加量增加变化曲线

Fig. 5 Effect of active chlorine dose on HAAs

从图5可以看出,HAAs主要以DCAA和TCAA为主,在有效氯投加量为3.0 mg/L时,DCAA为5.01 μg/L,TCAA为6.44 μg/L,分别占HAAs的43.7%和56.3%.值得注意的是,MCAA、MBAA、BCAA、DBAA以及BDCAA的浓度均低于检出限值(2 μg/L).这是由于在低溴离子水平的水体中多氯取代物是消毒副产物前驱物(DBPs formation potential, DBPFP)的主要组分<sup>[22]</sup>,因此HAAs与THMs相同主要以氯代产物为主.我国生活饮用水卫生标准对HAAs只规定了TCAA和DCAA这2种目标物的限值为100 μg/L和50 μg/L,因此在HAAs方面,消毒后出水也满足人

体健康方面的安全要求。

## 2.5 次氯酸钠消毒过程水质急性毒性的变化

发光菌急性毒性测定法是建立在生物传感器基础上的毒性检测系统,基于发光菌相关发光度与水样毒性组分总浓度呈显著负相关( $p \leq 0.05$ ),因而可通过测定水样的相对发光度,以此表示其急性毒性水平<sup>[23]</sup>。消毒实验中不同有效氯投加量下水样的发光菌急性毒性变化情况如图6所示。

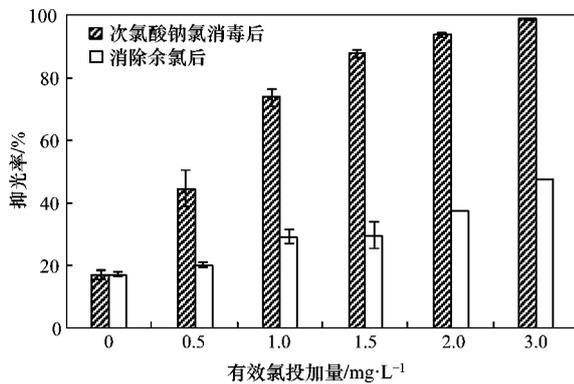


图6 水质急性毒性随有效氯投加量变化曲线

Fig.6 Effect of active chlorine dose on acute toxicity

由图6可知,MBR出水对发光菌具有一定的抑制效果(17.5%)。随着有效氯投加量的增加,水样对发光菌的抑制效果明显增加,在有效氯投加量0~1 mg/L时变化显著,抑光率升至75%,有效氯投加量为3.0 mg/L时,发光菌的发光性能基本上被完全抑制。为了消除余氯对发光菌的影响,按 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 微过量的原则,根据余氯浓度投加一定剂量的 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 溶液以消除余氯。对水样进行消除余氯操作后测定其毒性,由图6可以看出消除余氯后水样的急性毒性抑光率出现了超过50%的降幅,总体抑光率在有效氯投加量3.0 mg/L时为48%。上述结果表明次氯酸钠消毒过程余氯对水样的发光菌急性毒性具有很大的贡献<sup>[24]</sup>。消除余氯后发光菌的急性毒性随着有效氯投加量的增加呈缓慢增加的趋势,并且与DBPs呈现良好的线性相关( $R^2 = 0.962$ ),这说明DBPs的生成可能是发光菌急性毒性升高的主要原因<sup>[5]</sup>。Bulich用稀释液的 $\text{EC}_{50}$ 表示毒性大小, $\text{EC}_{50}$ 越小毒性越大, $\text{EC}_{50} > 100\%$ 或求不出 $\text{EC}_{50}$ 毒性为等级IV无毒<sup>[5]</sup>。由于消除余氯后发光菌抑光率低于50%,因此消毒后出水的毒性等级为IV,属于较安全的无毒范畴。

## 3 结论

(1) MBR再生水处理工艺出水微生物指标无

法满足再生水回用标准,需要后续的消毒处理。

(2) 次氯酸钠消毒过程随着有效氯投加量的增加,色度、 $\text{UV}_{254}$ 的去除率升高,在有效氯投加量为3 mg/L时,对色度、 $\text{UV}_{254}$ 等指标去除率约为20%和8%,并且总余氯主要以化合态形式存在。

(3) 次氯酸钠消毒对微生物去除效果明显,在有效氯剂量为2.0 mg/L时总大肠菌群、粪大肠菌群数均为3 CFU/L达到再生水回用标准。

(4) 随着有效氯投加量的增加,水样中THMs及HAAs生成量均满足线性增长,在有效氯剂量3.0 mg/L时,THMs浓度为24.9  $\mu\text{g/L}$ ,其中83%为TCM,卤代烃以氯代副产物为主。HAAs浓度为11.45  $\mu\text{g/L}$ ,主要为DCAA和TCAA。DBPs浓度均低于国家饮用水安全限值,因此能够满足人体健康方面的安全要求。

(5) MBR出水对发光菌的抑光率较低(17.5%),随着有效氯剂量的增加,水样对发光菌的抑制效果明显增强,在有效氯投加量达到1.5 mg/L后发光菌的发光性能基本上被完全抑制。消除余氯后,抑光率出现了超过50%的降幅,发光菌急性毒性普遍低于50%,毒性等级为IV,属于较安全的无毒范畴。

## 参考文献:

- [1] 郑祥,魏源送,樊耀波,等.膜生物反应器在我国的研究进展[J].给水排水,2002,28(2):105-110.
- [2] 安晓红,肖羽莹,吕晓龙,等.改善污泥性质控制MBR膜污染的研究进展[J].水处理技术,2010,36(1):30-35.
- [3] 莫耀,黄霞,迪里拜尔·苏里坦.膜生物反应器处理微污染源水的运行特性[J].中国环境科学,2003,23(2):196-200.
- [4] GB/T 18920-2002,城市污水再生利用城市杂用水水质标准[S].
- [5] 王丽莎,胡洪营,塔春红,等.污水二氧化氯和氯消毒过程中遗传毒性的变化及氮氮的影响[J].环境科学,2007,28(3):603-606.
- [6] 于丹丹,张光辉,张凤,等.MBR出水的紫外线消毒试验研究[J].中国给水排水,2007,23(5):47-49.
- [7] GB 19106-2003,次氯酸钠溶液[S].
- [8] 梅特卡夫和埃迪公司.废水工程处理及回用[M].(第四版).北京:化学工业出版社,2004.506-721.
- [9] GB/T 15441-1995,水质急性毒性的测定发光细菌法[S].
- [10] Meng L, Wu S, Ma F, et al. Trace determination of nine haloacetic acids in drinking water by liquid chromatography - electrospray tandem mass spectrometry [J]. Journal of Chromatography A, 2010, 1217(29):4873-4876.
- [11] 蒋绍阶,刘宗源.UV254作为水处理中有机物控制指标的意义[J].重庆建筑大学学报,2002,24(2):61-65.
- [12] 魏杰,胡洪营,王丽莎,等.污水水质对消毒产生急性毒性的

- 影响[J]. 中国给水排水, 2004, **20** (12): 17-20.
- [13] 郑祥, 吕文洲, 杨敏. 新膜技术对污水中病原微生物去除的研究进展[J]. 工业水处理, 2005, **25**(1): 1-6.
- [14] 仇付国, 王敏. 再生水处理工艺对病原微生物去除效果评价[J]. 水处理技术, 2008, **34**(8): 82-84.
- [15] 孙迎雪, 顾平. MBR 处理医院污水后续氯消毒及其消毒副产物研究[J]. 环境科学, 2007, **28**(1): 126-130.
- [16] 王占生, 刘文君. 微污染水源饮用水处理[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1999. 269-270.
- [17] Fatta D, Canna M, Michael C, *et al.* Organochlorine and organophosphoric insecticides herbicides and heavy metals residue in industrial wastewaters in Cyprus [J]. Journal Hazardous Materials, 2007, **145**(1): 169-179.
- [18] 田杰, 胡洪营, 王超, 等. 氯化消毒条件及污水水质对生成 THMs、HAAAs 的影响[J]. 中国给水排水, 2006, **22**(19): 16-20.
- [19] Pehlivanoglu-Mantasa E, Hawleyb E L, Deebb R A, *et al.* Formation of nitrosodimethylamine (NDMA) during chlorine disinfection of wastewater effluents prior to use in irrigation systems[J]. Water Research, 2006, **40**(2): 341-347.
- [20] Kima J, Clevenger T E. Prediction of N-nitrosodimethylamine (NDMA) formation as a disinfection by-product [J]. Journal Hazardous Materials, 2007, **145**(2): 270-276.
- [21] Li X M, Gan Y P, Yang X P, *et al.* Human health risk of organochlorine pesticides (OCPs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in edible fish from Huairou Reservoir and Gaobeidian Lake in Beijing [J]. Food Chemistry, 2008, **109**(2): 348-354.
- [22] Ates N, Kitis M, Yetis U. Formation of chlorination by-products in waters with low SUVA-correlations with SUVA and differential UV spectroscopy [J]. Water Research, 2007, **41**(18): 4139-48.
- [23] 顾宗濂. 发光细菌法检测水土环境毒性的进展和评价[J]. 环境科学与技术, 1987, **37**(2): 2-6.
- [24] 魏杰, 胡洪营, 宁大亮, 等. 污水氯化/脱氯消毒副产物的生物毒性[J]. 中国给水排水, 2004, **20**(6): 5-8.
- [25] 于瑞莲, 胡恭任. 不同 pH 值下对发光菌的毒性及 QSAR 研究[J]. 环境科学与技术, 2005, **28**(4): 20-22.
- [26] Bulich A A. Practical and Reliable for Monitoring the Toxicity of Aquatic Sample [J]. Process Biochemistry, 1982, **17**(2): 45-47.