

周正协, 徐巧, 何建荣, 等. 预氯化对原水管道含氮污染物转化及微生物群落结构的影响[J]. 净水技术, 2021, 40(4):36-42.  
ZHOU Z X, XU Q, HE J R, et al. Effects of pre-chlorination on nitrogen pollutant transformation and microbial community structures in raw water distribution pipelines[J]. Water Purification Technology, 2021, 40(4):36-42.



扫我试试?

## 预氯化对原水管道含氮污染物转化及微生物群落结构的影响

周正协<sup>1</sup>, 徐巧<sup>1</sup>, 何建荣<sup>1</sup>, 刘志刚<sup>1,2</sup>, 许航<sup>2</sup>, 陈桃源<sup>2</sup>

(1. 宁波市自来水有限公司, 浙江宁波 315041; 2. 河海大学环境学院, 江苏南京 210098)

**摘要** 利用原水管道模拟装置, 研究了前置预氯化工艺对原水输送过程中含氮污染物转化及微生物群落结构的影响。研究表明: 低浓度的预氯化过程能够有效促进原水管道中硝化反应的进行, 而较高浓度氯(>1.5 mg/L)则会使硝化过程受抑制。原水中溶解性有机氮(DON)浓度增加率随着加氯量的增加而升高, 且水体中亲水性小分子 DON 比例也明显增加。投加低浓度氯(0.5~1.0 mg/L)在一定程度上能够提高原水管道内壁生物膜的微生物多样性, 而投加高浓度氯(>1.5 mg/L)则会明显降低微生物多样性。预氯化后, 部分耐氯菌门(如厚壁菌门)及菌属(如假单胞菌属、食酸菌属、不动杆菌属)占比逐渐上升并趋于稳定, 变形菌门及硝化螺旋菌门在加氯后占比逐渐下降。

**关键词** 生物膜 预氯化 含氮污染物 微生物群落结构

中图分类号: X172; TU991.36 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2021)04-0036-07

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2021.04.007

## Effects of Pre-Chlorination on Nitrogen Pollutant Transformation and Microbial Community Structures in Raw Water Distribution Pipelines

ZHOU Zhengxie<sup>1</sup>, XU Qiao<sup>1</sup>, HE Jianrong<sup>1</sup>, LIU Zhigang<sup>1,2</sup>, XU Hang<sup>2</sup>, CHEN Taoyuan<sup>2</sup>

(1. Ningbo water Supply Co., Ltd., Ningbo 315041, China;

2. Environmental Science College of Hohai University, Nanjing 210098, China)

**Abstract** The effect of pre-chlorination on nitrogen transformation and microbial community structures in raw water distribution pipelines were introduced by using a raw water pipeline simulation system. The results indicated that low concentration of pre-chlorination can enhance the nitrification in the raw water pipeline, while high concentration of chlorine (1.5 mg/L) inhibited the nitrification process. The increase rate of dissolved organic nitrogen (DON) concentration in raw water increased with the increase of chlorine dosage, and the proportion of small molecule hydrophilic DON in water also increased after pre-chlorination. Low concentration of pre-chlorination (0.5~1.0 mg/L) can increase microbial diversity in biofilm, while high concentrations (>1.5mg/L) significantly reducing microbial diversity. After pre-chlorination, the proportion of chlorine-resistant bacteria phylum (such as *Firmicum*) and genus (such as *Pseudomonas*, *Acidophilus* and *Acinetobacter*) increase gradually in a stabilized way, while the proportions of *Proteobacteria* and *Nitrospirae* decreasing after pre-chlorination.

**Keywords** biofilm pre-chlorination nitrogen pollutant microbial-community structure

原水输送管道系统是城镇给水系统的重要组成

部分, 由于原水管道通常管径大且距离长, 因此, 在原水的输送过程中通常会发生一系列物理、化学及生物反应, 引起水厂进水端水质的变化。近年来, 随着水体富营养化的不断加剧, 湖泊、水库、河流等常用水源地普遍存在藻类增殖引起水质问题的现象。

[收稿日期] 2020-07-31

[基金项目] 宁波市自然科学基金项目(2019A610456)

[作者简介] 周正协(1973—), 男, 硕士, 研究方向为饮用水安全保障技术, E-mail: zcigmondliu@126.com。

为控制藻类在原水输送管道中大量繁殖,一些水厂采用在取水前端投加氧化剂的方式保证输送过程中的水质稳定<sup>[1]</sup>。预氧化能够有效抑制原水管道中藻类微生物的繁殖,但是氧化剂同样会破坏原水管道中微生物的活性,不仅影响原水管道内壁微生物对水体的净化作用,也会因为生物膜失活脱落而增加水质污染风险<sup>[2]</sup>。目前,关于氧化技术对饮用水水质影响的研究主要集中在水厂及市政供水管网,针对原水预氧化技术对原水输送过程中的水质变化规律及对微生物群落结构的影响研究较少。本文利用原水管道模拟装置探究了不同浓度预氧化条件下,原水含氮污染物的转化规律及微生物群落结构变化,以为原水管道预氯化处理技术保障原水水质安全性提供理论依据。

## 1 试验材料与方法

### 1.1 试验装置

试验原水管道模拟小试装置如图 1(a) 所示。将管道内径为 100 mm 的水泥砂浆内衬管段截成长度为 20 cm 的试验管段,用纯水将管道洗净后自然通风晾干。用环氧树脂涂抹管段的外壁以及横切面,消除对试验水质的影响,最后将处理好的管段放入原水输送管道,模拟中试装置以培养生物膜,中试装置结构参照顾艳梅等<sup>[3]</sup>的研究,如图 1(b) 所示。对上述管段及中试装置内进行周期性的微生物量检测,当两者数量相当时可认为挂膜成功。将挂膜成功后的管段取出后放入试验容器,利用磁力搅拌器模拟实际水流的剪切力,对试验容器进行外覆锡纸处理以模拟管道埋地状态。

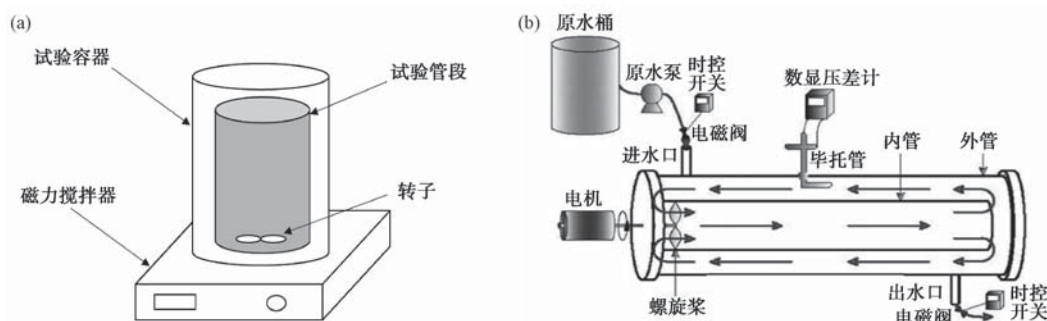


图 1 原水管道模拟装置 (a)小试; (b)中试

Fig. 1 Schematic Diagram of Raw Water Pipeline Simulation Device (a) Bench-Scale; (b) Pilot-Plant

### 1.2 试验水质

试验管段挂膜期间的进水为宁波 JK 水库水,宁波 JK 水库水质基本满足我国《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)中的相关限值要求,试验期间

模拟管道装置的进水水质如表 1 所示。试验过程采用次氯酸钠配制成的氯化溶液作为预氧化剂,试验在常温下进行。

表 1 试验用水水质

Tab. 1 Quality of Influent Water

水质指标	pH 值	浊度 /NTU	总氮 / $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ / $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	亚硝氮 / $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	硝态氮 / $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	溶解性有机氮 / $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	溶解氧 / $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$
数值	6.8~7.6	7.9~12.8	0.82~2.86	0.35~1.10	0.02~0.010	0.62~1.37	0.08~1.08	9.52~10.75

### 1.3 测定项目及分析方法

#### (1) 常规水质指标测定

本研究所涉及的常规水质指标检测方法参考《生活饮用水标准检验方法》(GB/T 5750—2006)和《水与废水监测分析方法》(第 4 版)的相关分析方法。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ : 纳氏试剂分光光度法;  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ : 紫外分光光度法;  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ : N-(1-萘基)-乙二胺分光光度

法; pH: pH 计; 溶解氧: 便携式溶氧仪; 温度: 温度计。

#### (2) 溶解性有机氮 (DON) 分子量分布测定

DON 的分子量分布采用超滤膜法测定,使用超滤杯和超滤膜对 DON 分子量分布进行测定。超滤杯中配有磁力搅拌器,其压力驱动是高纯氮气,压力约为 0.15 MPa;超滤膜的有效面积为 31.75  $\text{cm}^2$ ,其

截留的分子量分别为 10、5、3、1 kDa。先将待测水样用 0.45  $\mu\text{m}$  的微滤膜进行过滤,再将水样依次通过不同截留分子量的超滤膜,测定膜后水样中的 DON 含量,各级浓度相减得到各分子量范围内的有机物含量<sup>[4]</sup>,如式(1)~式(5)。

$$\% < 1 \text{ kDa} = \frac{C_{1 \text{ k. permeate}}}{C_{\text{raw}}} \times 100(\%) \quad (1)$$

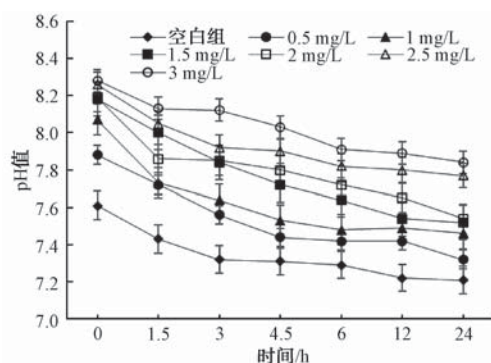
$$\% 1 - 3 \text{ kDa} = \frac{C_{3 \text{ k. permeate}} - C_{1 \text{ k. permeate}}}{C_{\text{raw}}} \times 100(\%) \quad (2)$$

$$\% 3 - 5 \text{ kDa} = \frac{C_{5 \text{ k. permeate}} - C_{3 \text{ k. permeate}}}{C_{\text{raw}}} \times 100(\%) \quad (3)$$

$$\% 5 - 10 \text{ kDa} = \frac{C_{10 \text{ k. permeate}} - C_{5 \text{ k. permeate}}}{C_{\text{raw}}} \times 100(\%) \quad (4)$$

$$\% > 10 \text{ kDa} = \frac{C_{\text{raw}} - C_{10 \text{ k. permeate}}}{C_{\text{raw}}} \times 100(\%) \quad (5)$$

其中: $C_i$ ——分子量在  $i$  的 DON 浓度,mg/L。



(3) DON 亲疏水性测定

DON 的亲疏水性用树脂吸附法实现分离<sup>[5]</sup>。先将待测水样用 0.45  $\mu\text{m}$  的微滤膜进行过滤,调节 pH 值至 2 后,分别使用 DAX-8、XAD-4 和 IRA-958 树脂将待测水样中的 DON 分离成不同亲疏水性的组分。

(4) 微生物指标测定

异养菌总数(HPC)采用 R2A 平板计数法测定,微生物群落结构采用宏基因组测序法测定。

## 2 结果与讨论

### 2.1 不同加氯量下 pH 值和 DO 的变化

不同加氯量下装置出水 pH 值和 DO 浓度变化如图 2 所示。未加氯时,出水 pH 值随时间延长而逐渐降低,这主要是由于硝化菌的硝化作用。加氯后,出水 pH 值较对照组明显上升,分析原因是次氯酸钠溶液呈碱性,投加后引起出水 pH 值的上升。此外,随着氯投加量的增加,管道内壁硝化菌的硝化作用可能被抑制,导致出水 pH 值上升。

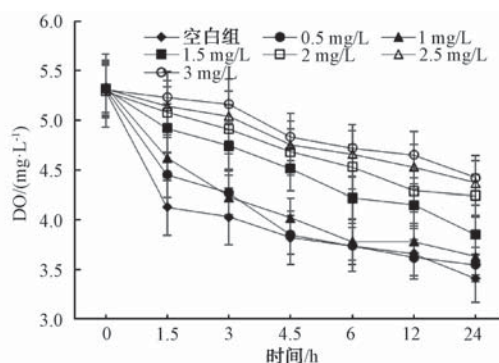


图 2 不同加氯量 pH 值和 DO 浓度变化

Fig. 2 pH Value and Dissolved Oxygen Concentration at Different Chlorine Dosage

由出水 DO 浓度变化可知,未加氯时,装置出水 DO 浓度随着时间的延长逐渐降低,反应 24 h 后出水 DO 浓度下降约 1.9 mg/L。随着氯投加量的增加,出水 DO 浓度逐渐上升,当加氯量在 0.5~1.0 mg/L 时,出水 DO 浓度随时间的下降趋势同空白对照组相似。这表明在较低浓度加氯条件下,管道内部可能存在一部分耐氯微生物仍能维持自身的生长代谢过程,消耗水中的 DO;当加氯量大于 1.5 mg/L 时,出水 DO 浓度较低浓度加氯量时明显上升,这可能是由于高浓度的氯能够使管道内部微生物大量失

活,从而降低耗氧能力。

### 2.2 含氮污染物的变化

(1)  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度的变化

试验进水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度为 0.92~1.1 mg/L,空白组中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度随时间先降低后趋于稳定。4.5 h 时,出水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度较进水降低了 37.9%, $\text{NH}_4^+\text{-N}$  转化率基本已达到最大值,反应至 4.5~24 h 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度下降率基本维持在 36%左右。这可能是因为在反应前期,装置内的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度和 DO 浓度都较高,有利于  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  通过硝化反应转化为  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ,但随着



反应的进行,装置内水体的 DO 浓度逐渐降低,限制了硝化反应,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度基本维持稳定。

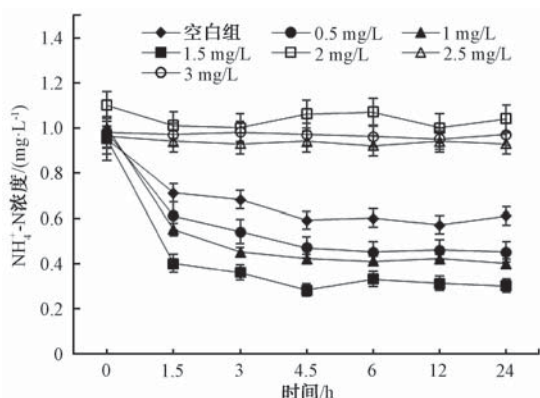
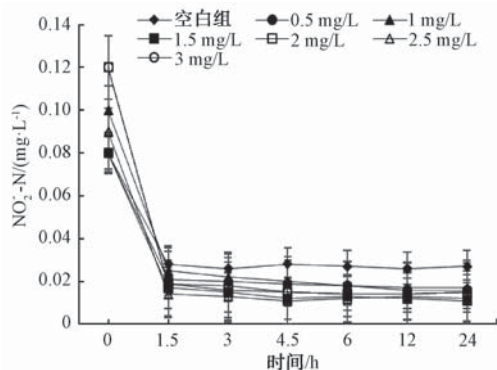


图3 不同加氯量下  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度的变化

Fig. 3  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  Concentration at Different Chlorine Dosage

由图3可知,当加氯量在 0.5~1.5 mg/L 时,装置出水的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度明显低于空白试验组,且随着浓度的升高出水浓度逐渐降低。当加氯量为 1.5 mg/L,反应时间为 4.5 h 时,出水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度降低



到最小值 0.28 mg/L,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  转化率为 70.5%; 当加氯量大于 1.5 mg/L 时,装置  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度变化明显降低,转化率基本维持在 10% 以内。分析原因,当加氯量小于 1.5 mg/L 时,管道内壁生物膜及水体中的硝化细菌仍能保持活力,此时硝化菌的硝化作用协同氯的化学氧化作用共同促进  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的转化; 当加氯量大于 1.5 mg/L 时,装置内硝化菌活性大幅度降低,此时硝化作用停滞,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  转化率降低。

(2)  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度变化

试验中  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度变化如图4所示。反应 1.5 h 后,各加氯浓度条件下  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  浓度均处于较低水平,空白试验组 1.5 h 后,  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  转化率基本维持在 66.5% 左右,加氯后  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  转化率升高,且加氯量越大转化率越高。当加氯量为 3 mg/L 时,  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  转化率最大达 88.3%, 投加较高浓度氯时  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  仍能保持较大的转化率,这与上述  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的变化明显不同,可能是由于  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  会直接与氧化剂  $\text{HOCl}$  反应,促进  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  浓度的降低<sup>[6]</sup>。

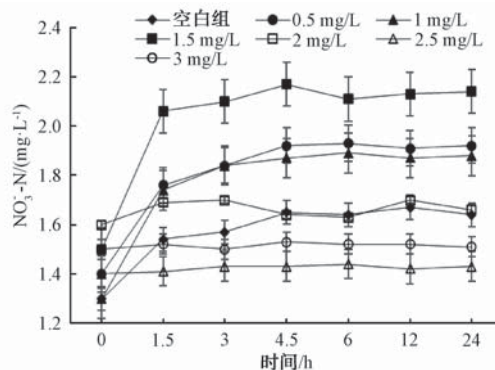


图4 不同加氯量下  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度变化

Fig. 4  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  and  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  Concentration at Different Chlorine Dosage

由图4可知,当加氯量小于 1.5 mg/L 时,装置出水  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度随着加氯浓度的升高而升高。当加氯量为 1.5 mg/L,反应时间为 4.5 h 时,出水浓度为 2.17 mg/L,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  转化率为 44.6%; 当加氯量大于 1.5 mg/L 时,进出水  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度变化较小,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  转化率明显降低,这与  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度的变化一致,表明较高浓度氯含量能高明显抑制生物膜中硝化细菌的硝化过程。综上可知,当加氯量小于 1.5 mg/L 时,试验装置内硝化反应良好,硝化过程协同化学氧化过程促进  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的转化; 当加氯量大于 1.5 mg/L 时,试验装置内硝化菌活性显著降低,硝化过程停滞。

(3) DON 浓度的变化

DON 浓度变化如图5所示,空白试验组出水 DON 浓度随时间逐渐增大,24 h 后出水 DON 浓度增加 0.13 mg/L,增长率为 45%。DON 浓度的上升可能由 3 方面因素引起:(1) 试验管道内壁生物膜在代谢过程中会产生一系列代谢产物,导致出水 DON 浓度升高;(2) 水体中悬浮颗粒物表面附着的有机物与氯发生反应引起 DON 浓度的升高;(3) 水力剪切作用可能会导致部分生物膜脱落,引起出水 DON 浓度升高。加氯后,出水 DON 浓度明显增加,且随着投加量的增加而升高。当加氯量大于 1.5 mg/L,反应时间为 4.5 h 时,出水 DON 浓度较进水

增加 86% 左右。这可能是由于较大的加氯量会破坏生物膜胞外结构,导致生物膜内微生物失活后进水水体,增加出水 DON 的浓度。赵锐<sup>[7]</sup>研究了加氯作用对供水模拟管道生物膜的影响,结果表明,当水中游离氯浓度逐渐升高到 0.5 mg/L 时,管壁生物膜内生物量随游离氯的增加呈直线下降趋势,生物膜内生物量减少约 90%。另外,微生物产生的有机物会和氯反应生成复杂的消毒副产物,这可能也是引起出水 DON 浓度升高的原因之一。

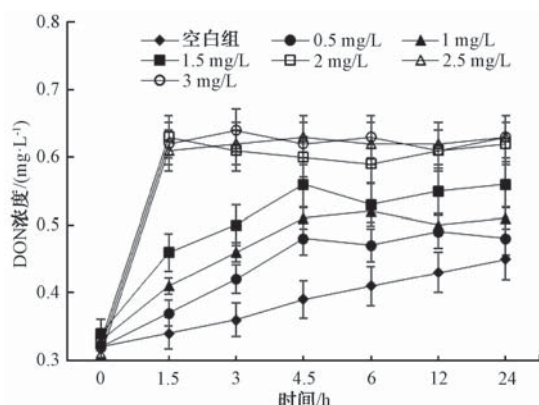


图 5 不同加氯量下 DON 浓度变化

Fig. 5 Dissolved Organic Nitrogen Concentration at Different Chlorine Dosage

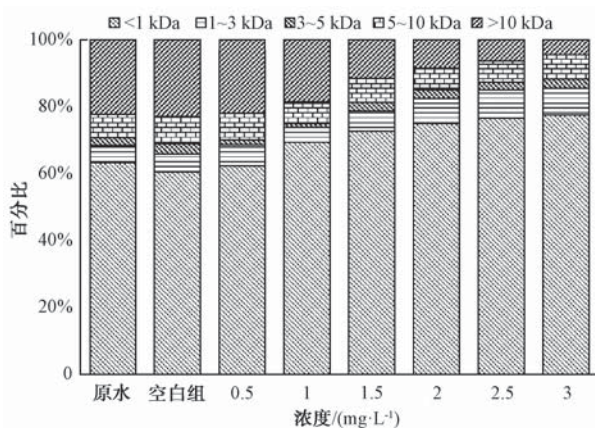
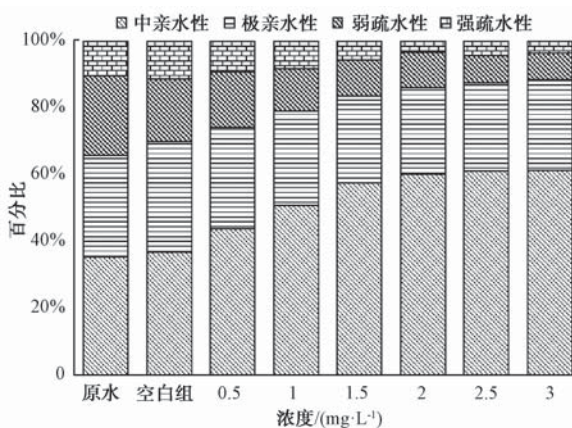


图 6 不同加氯量下 DON 分子量分布及亲疏水性变化

Fig. 6 DON Molecular Weight and Hydrophilicity at Different Chlorine Dosage

## 2.3 DON 分子量及亲疏水性变化

选取出水 DON 浓度相对稳定的 4.5 h 水样进行分子量分布及亲疏水性测定,结果如图 6 所示。试验原水以小分子 DON 为主,分子量 <1、1~3、3~5、5~10、>10 kDa 所占比例分别为 63.2%、5.2%、2.3%、7.1% 和 22.2%。空白试验组 DON 分子量变化较小,加氯后,DON 中分子量 <1 kDa 的比例逐渐上升,分子量 >10 kDa 的比例逐渐下降。当加氯量为 3 mg/L 时,出水 DON 中分子量 <1、1~3、3~5、5~10、>10 kDa 所占比例分别为 77.5%、8%、2.7%、7.2% 和 4.6%。这表明随着加氯量的增加,水体中的大分子有机物与氯反应转化为小分子有机物。DON 亲疏水性变化如图 6 所示,加氯后明显增加了 DON 中亲水性组分的比例,与空白试验组相比,当加氯量为 3 mg/L 时,亲水性 DON 比例由 69.8% 增加至 88.2%。疏水性有机物通常含有大量的芳香族结构,而亲水性组分通常含有更多的脂肪族结构,如氨基酸和多糖<sup>[8]</sup>。Beggs 等<sup>[9]</sup>对加氯消毒后有机物荧光光谱的研究结果表明,氯能与水中部分有机物发生反应,将大分子芳香族有机物转化成了小分子亲水性有机物。综上所述,加氯后能够将水体中 DON 转化为分子量更小,亲水性更强的有机物。



## 2.4 微生物群落结构变化

在不同加氯量下,选取反应 4.5 h 后的管壁生物膜样品进行 16S rRNA 测序分析。采用 Uclust 软件将 DNA 系列进行聚类分析,以 97% 相似水平为标准划分可操作性分类单元 (OTU),结果如表 2 所示。空白试验组的生物膜样品中得到 268 个 OTU,当加氯量小于 1.5 mg/L 时,OTU 指数较空白组大;当加

氯量大于 2 mg/L 时,OTU 指数明显降低。通过对样品 Shannon 指数分析可知,随着加氯量的增加,Shannon 指数先上升后下降,由此可见,与投加高浓度氯 (>1.5 mg/L) 相比,投加较低浓度氯 (0.5~1.0 mg/L) 更有利于提高管道生物膜中微生物多样性。与未投加氯相比,较低的加氯量同样表现为较高的微生物多样性,这与 Mi 等<sup>[10]</sup>研究供水管网中消毒



剂对生物膜中微生物种群结构影响的结果一致。

表 2 不同加氯量下微生物多样性指数

Tab. 2 Microbial Diversity Index at Different Chlorine Dosage

浓度/(mg·L <sup>-1</sup> )	总碱基序列	OTUs	Shannon
空白组	41 213	268	2. 68
0. 5	30 724	294	3. 52
1. 0	28 640	325	3. 24
1. 5	36 542	314	2. 57
2. 0	30 904	165	2. 15
2. 5	36 484	98	1. 46
3. 0	30 138	62	1. 02

为准确反应不同加氯量条件下微生物群落结构,对微生物在门和属水平上的群落结构组成进行分析,结果如图 7 所示。生物膜中优势菌门主要包括变形菌门(*Proteobacteria*)、厚壁菌门(*Firmicutes*)、拟杆菌门(*Bacteroidetes*)、放线菌门(*Actinobacteria*)、蓝藻菌门(*Cyanobacteria*)、浮霉菌门(*Planctomyce*)、酸杆菌门(*Acidobacteri*)、硝化螺旋菌门(*Nitrospirae*)、绿弯菌门(*Chloroflexi*)及部分未鉴定菌门。

由图 7 可知,随着加氯量的增加,微生物群落中变形菌门的数量明显降低,当加氯量为 3 mg/L 时,变形菌门占比由 65.2% 下降至 30.1%。变形菌门通常是化能异养和自养微生物,常见于贫营养环境中,其中  $\alpha$ -变形菌能够将大分子有机物降解为亲水性小分子氨基酸及单糖等<sup>[11]</sup>。因此,变形菌在原生水输送过程中,对于水体中有机物的降解及 DON 的释放起到重要作用。厚壁菌门的占比随着加氯量的增加而增大,当加氯量为 3 mg/L 时,厚壁菌门占比由 20.1% 上升至 49.4%。厚壁菌门细菌均为革兰氏阳性菌,细胞壁中的肽聚糖结构使其具有较强的抗冲击能力,因此,当加氯量增加后,非耐氯菌大量失活死亡,厚壁菌门细菌逐渐成为优势菌并大量繁殖。随着加氯量的增加,硝化螺旋菌门的占比逐渐降低,由最初的 5.5% 左右下降至 0.5% 以下。硝化螺旋菌是硝化反应过程中的重要细菌,能够将  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和亚硝酸盐转化硝酸盐,研究表明,硝化螺旋菌稳定存在于原生水输送管道中促进硝化反应<sup>[2, 12]</sup>。这也解释了当加氯量增加后,反应装置内硝化反应过程明显削弱的现象。其他各类菌门占比基本维持在 5% 以内,并稳定存在于生物膜中。

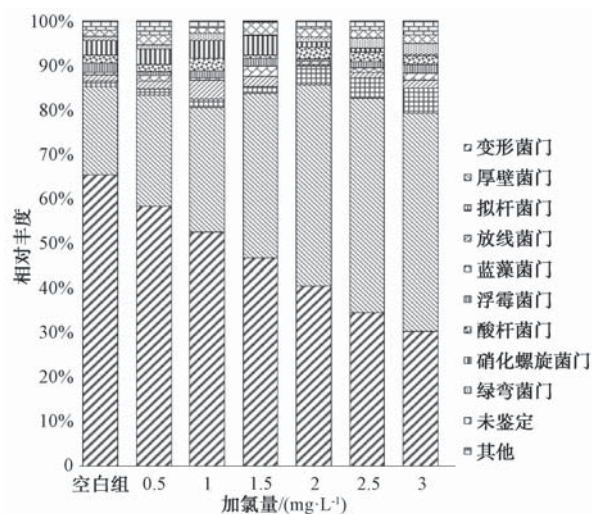


图 7 不同加氯量下管壁生物膜微生物群落(门水平)

Fig. 7 Distributions of Bacterial Strains (Level of Phylum) at Different Chlorine Dosage

通过对微生物属水平群落结构分析可知(图 8),生物膜中主要含有鞘脂单胞菌属(*Sphingomonas*)、假单胞菌属(*Pseudomonas*)、食酸菌属(*Acidovorax*)、硝化螺旋菌属(*Nitrospira*)、不动杆菌属(*Acinetobacter*)等。其中,鞘脂单胞菌属占比随着加氯量的增加不断降低,当加氯量为 3 mg/L 时,鞘脂单胞菌属占比由 28.6% 下降至 12.2%。鞘脂单胞菌属能够产生大量 EPS(胞外聚合物),是生物膜形成过程中的重要微生物<sup>[13]</sup>。由此推断,较高浓度的加氯量可能会加快生物膜的脱落,不利于生物膜

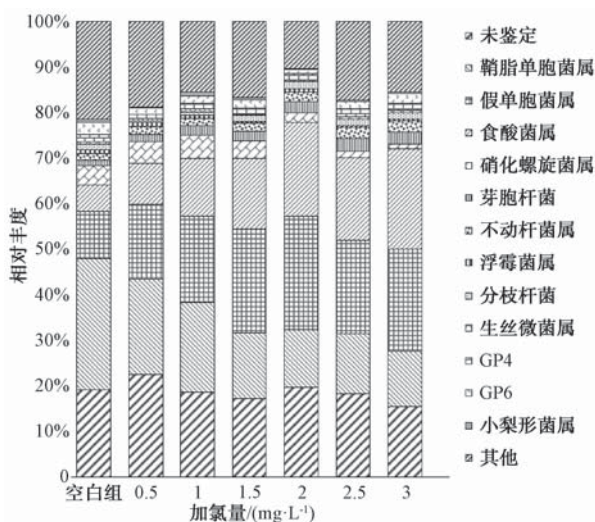


图 8 不同加氯量下管壁生物膜微生物群落(属水平)

Fig. 8 Distributions of Bacterial Strains (Level of Genus) at Different Chlorine Dosage

生长。此外,假单胞菌属、食酸菌属、不动杆菌属等占比逐渐上升,这些菌属在耐氯菌属研究中具有相关报道<sup>[14-15]</sup>。

### 3 结论

(1)当加氯量在 1.5 mg/L 以下时,模拟装置中硝化反应正常,且随着加氯量的增加  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  转化率升高。随着加氯量的进一步增加,硝化反应明显停滞, $\text{NH}_4^+\text{-N}$  转化率显著降低,而  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  由于  $\text{HOCl}$  的氧化作用仍保持较高的转化率。这表明低浓度的预氯化过程能够促进原水管道内的硝化反应过程,而较高浓度氯 ( $> 1.5 \text{ mg/L}$ ) 则会使硝化过程受抑制。

(2)预氯化后水体中 DON 浓度明显增加,且随着加氯量的增加而升高,主要是由于微生物被消毒剂氧化后细胞溶出物增加以及高氯浓度下管道内壁生物膜失活脱落引起。此外,预氯化后水体中亲水性小分子 DON 比例明显增加。

(3)投加较低浓度氯 (0.5 ~ 1.0 mg/L) 在一定程度上会促进微生物多样性升高,而较高浓度的氯 ( $> 1.5 \text{ mg/L}$ ) 则会大大削减物种多样性。预氯化后,生物膜中变形菌门占比逐渐降低,厚壁菌门则逐渐成为优势菌,占比逐渐上升。硝化螺旋菌门在高浓度氯条件下占比明显降低,这与装置中硝化反应规律相似。在属水平上,鞘脂单胞菌是生物膜中的重要菌属,其占比随着加氯量的增加而降低,而假单胞菌属、食酸菌属、不动杆菌属等耐氯菌属占比则逐渐上升。

### 参考文献

- [ 1 ] SHEN Q H, ZHU J W, CHENG L H, et al. Enhanced algae removal by drinking water treatment of chlorination coupled with coagulation[J]. Desalination, 2011(7): 236-240.
- [ 2 ] 朱永娟. 长距离输水管道生物膜净水效能研究[D]. 北京: 北京工业大学, 2013.
- [ 3 ] CHEN W, GU Y M, XU H, et al. Variation of microbial communities and functional genes during the biofilm formation in raw water distribution systems and associated effects on the transformation of nitrogen pollutants[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24(18): 15347-15359.
- [ 4 ] LEE W, WESTERHOFF P. Dissolved organic nitrogen removal during water treatment by aluminum sulfate and cationic polymer coagulation[J]. Water Research, 2006, 40(20): 3767-3774.
- [ 5 ] CARROLL T, KING S, GRAY S R, et al. The fouling of microfiltration membranes by NOM after coagulation treatment[J]. Water Research, 2000, 34(11): 2861-2868.
- [ 6 ] WAHMAN D G, SPEITEL G E. Relative importance of nitrite oxidation by hypochlorous acid under chloramination conditions[J]. Environmental Science and Technology, 2012, 46(11): 6056-6064.
- [ 7 ] 赵锐. 管壁生物膜生长特性及其对水质影响的研究[D]. 河北: 河北理工大学, 2009.
- [ 8 ] HUA G H, RECKHOW D A. Characterization of disinfection by-product precursors based on hydrophobicity and molecular size[J]. Environmental Science and Technology, 2007, 41(9): 3309-3315.
- [ 9 ] BEGGS K M H, SUMMERS R S, MCKNIGHT D M. Characterizing chlorine oxidation of dissolved organic matter and disinfection by-product formation with fluorescence spectroscopy and parallel factor analysis[M]. Journal of Geophysical Research-Biogeosciences, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1029/2009JG001009>.
- [ 10 ] MI Z L, DAI Y, XIE S G, et al. Impact of disinfection on drinking water biofilm bacterial community[J]. Journal of Environmental Sciences, 2015(11): 200-205.
- [ 11 ] 张斌, 孙宝盛, 刘慧娜, 等. 处理不同废水 MBR 系统中微生物群落结构的比较[J]. 环境科学, 2008, 29(10): 2944-2949.
- [ 12 ] XU H, LIN C S, CHEN W, et al. Effects of pipe material on nitrogen transformation, microbial communities and functional genes in raw water transportation[J]. Water Research, 2018(16): 188-197.
- [ 13 ] BERESCHENKO L A, STAMS A J M, EUVERINK G J W, et al. Biofilm formation on reverse osmosis membranes is initiated and dominated by *Sphingomonas* spp. [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2010(8): 2623-2632.
- [ 14 ] MOREIRA I V, EGAS C, NUNES O C, et al. Bacterial diversity from the source to the tap: A comparative study based on 16S rRNA gene-DGGE and culture-dependent methods[J]. Fems Microbiology Ecology, 2013(2): 361-374.
- [ 15 ] ZHANG M L, LIU W J, NIE X B, et al. Molecular analysis of bacterial communities in biofilms of a drinking water clearwell[J]. Microbes and Environments, 2012(4): 443-448.