

# AOM 和 NOM 生成消毒副产物及对管网生物膜的影响

蔡晓霜<sup>1</sup>, 刘伯约<sup>1,2</sup>, 周 滨<sup>3</sup>, 翟洪艳<sup>1</sup>, 程秀鹏<sup>1</sup>

(1. 天津大学环境科学与工程学院 天津市城市河道水质生态净化技术工程中心, 天津 300350; 2. 天津城建大学 环境与市政工程学院, 天津 300384; 3. 天津市环境保护科学研究院, 天津 300191)

**摘 要:** 研究了藻类有机质(AOM)和天然有机质(NOM)生成消毒副产物(DBPs)及其对模拟管网生物膜的影响。结果表明,AOM 不同于 NOM,AOM 含有较少的芳香族有机物、较多的亲水性和低分子质量有机物,AOM 的有机氮含量是 NOM 的 7.18 倍,能消耗较多的自由氯而生成结合氯。与自由氯接触 1 h 后,AOM 和 NOM 生成的 DBPs 总量接近,AOM 生成的三氯甲烷、一溴二氯甲烷、三溴甲烷、二氯乙腈、1,1-二氯丙酮、1,1,1-三氯丙酮的量比 NOM 分别降低了 35.3%、5.0%、63.2%、25.4%、20.5% 和 36.9%。与自由氯接触 24 h 后,AOM 生成的 DBPs 总量低于 NOM,AOM 生成的三卤甲烷、卤化酮和卤乙腈的量比 NOM 分别降低了 13.3%、48.3% 和 6.2%。在模拟管网反应器内,AOM 比 NOM 造成更高的出水 pH 值和浊度。AOM 组的管壁生物膜微生物组成显著不同于自来水组和 NOM 组。在各模拟管网反应器的管壁生物膜中,变形菌门和厚壁菌门是相对丰度最大的细菌,自来水组和 NOM 组中变形菌门的相对丰度分别为 63.1% 和 59.8%,厚壁菌门的相对丰度分别为 12.9% 和 15.6%;而 AOM 组生物膜中变形菌门和厚壁菌门的相对丰度分别为 37.3% 和 33.4%。

**关键词:** 藻类有机质; 天然有机质; 消毒副产物; 管网生物膜

**中图分类号:** TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2019)19-0026-07

## Formation of Disinfection By-products and Effect on Biofilm in Pipe Network: Comparison between Algal Organic Matter (AOM) and Natural Organic Matter (NOM)

CAI Xiao-shuang<sup>1</sup>, LIU Bo-yue<sup>1,2</sup>, ZHOU Bin<sup>3</sup>, ZHAI Hong-yan<sup>1</sup>, CHENG Xiu-peng<sup>1</sup>

(1. Tianjin Engineering Center of Urban River Eco-purification Technology, School of Environmental Science and Engineering, Tianjin University, Tianjin 300350, China; 2. School of Environmental and Municipal Engineering, Tianjin Chengjian University, Tianjin 300384, China; 3. Tianjin Academy of Environmental Sciences, Tianjin 300191, China)

**Abstract:** The formation of disinfection by-products (DBPs) from algal organic matter (AOM) and natural organic matter (NOM) and the effects of AOM and NOM on biofilm in simulated pipe network were studied. Unlike NOM, AOM contained less aromatic organic matter and more hydrophilic

基金项目: 天津市环保局天津市引滦沿线水质特征分析与藻华预测技术研究项目(TJBD-2018-C-1826); 天津市自然科学基金资助项目(16JCYBJC43700)

通信作者: 翟洪艳 E-mail: zhaihy@tju.edu.cn

and low-molecular-weight organic matter. The content of organic nitrogen in AOM was 7.18 times of that in NOM, and AOM could consume more free chlorine to form combined chlorine than NOM. After contacted with chlorine for 1 h, the total amount of DBPs produced by AOM and NOM were close to each other. The concentrations of chloroform, monobromodichloromethane, tribromomethane, dichloroacetonitrile, 1,1-dichloroacetone and 1,1,1-trichloroacetone produced by AOM decreased by 35.3%, 5.0%, 63.2%, 25.4%, 20.5% and 36.9% compared with those produced by NOM. After contacted with chlorine for 24 hours, the total amount of DBPs produced by AOM was lower than that produced by NOM, and the concentrations of trihalomethanes, haloketones and haloacetonitriles produced by AOM decreased by 13.3%, 48.3% and 6.2% compared with those produced by NOM. In the simulated pipe network reactors, AOM caused higher effluent pH and turbidity than NOM. The microbial composition in the biofilm in the reactor fed with AOM was quite different from those in the reactors fed with tap water and NOM. *Proteobacteria* and *Firmicutes* were the two species with the largest relative abundance in the biofilm of all reactors. In the reactors fed with tap water and NOM, the relative abundances of *Proteobacteria* were 63.1% and 59.8%, respectively, and the relative abundances of *Firmicutes* were 12.9% and 15.6%, respectively. However, the relative abundances of *Proteobacteria* and *Firmicutes* in the reactor fed with AOM were 37.3% and 33.4%, respectively.

**Key words:** algal organic matter; natural organic matter; disinfection by-products; biofilm in pipe network

目前,很多饮用水源都存在富营养化加剧、藻类大量繁殖的问题,这使得藻类有机质(AOM)成为水中重要的有机物组成<sup>[1]</sup>。AOM的成分复杂,常规的饮用水处理工艺对藻类及AOM的去除能力有限,AOM的存在对饮用水水质安全造成了严重威胁。近年来,由藻华问题引起的饮用水水质恶化等问题屡次发生,例如消毒副产物(DBPs)、嗅味问题等。饮用水消毒过程中会生成对人体健康不利的消毒副产物<sup>[2]</sup>,目前对消毒副产物前体物研究比较多的是天然有机质(NOM),而AOM作为前体物生成DBPs的特征不同于NOM。AOM含有较高比例的有机氮和亲水性有机质,会导致消毒过程中三卤甲烷(THMs)和卤乙腈(HANs)等DBPs生成量的提高,尤其是含氮DBPs<sup>[3]</sup>。藻类引起的另一个严重问题是,AOM作为生物可同化有机物,其进入管网后会成为微生物繁殖的基质,促进细菌生长,甚至可能有利于如线虫和海绵动物等生物的生长,严重时可能堵塞水表、水龙头等<sup>[4]</sup>。管壁上的生物膜会加快消毒剂的消耗,加速配水系统的腐蚀和结垢,使管网服务年限缩短,导致出水色度及浊度的增加、产生嗅味等,最终造成饮用水水质下降<sup>[5]</sup>。目前关于AOM对管网生物膜和水质的影响研究比较有限。鉴于此,笔者研究了氯消毒过程中AOM和NOM生成

DBPs的特性和区别,比较分析了AOM和NOM对管网水质和生物膜的影响。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料

铜绿微囊藻种购自中国科学院武汉水生生物研究所国家淡水藻种库(编号:FACHB-905),采用BG-11培养液进行培养(用1 mol/L的NaOH或HCl调节pH值至7.1),培养条件:(27±1)℃,光暗比为12 h:12 h。NOM标品购自国际腐殖酸协会,用超纯水配制20 mg/L的NOM储备液。EPA510三卤甲烷混标、内标物1,2-二溴丙烷均购自o2si公司,EPA551B标准品购自Supelco公司。色谱纯甲基叔丁基醚(MTBE)购自CNW公司。配制850 mg/L(以Cl<sub>2</sub>计)的次氯酸钠储备液,在4℃下保存,定期进行标定。试验中配制溶液的水均为超纯水,其他试剂均为分析纯。

### 1.2 试验方法

#### 1.2.1 AOM溶液的制备

采集处于对数生长阶段的铜绿微囊藻溶液,将藻类培养液用50 mL离心管在5 000 r/min下离心8 min,将离心所得的藻细胞用超纯水清洗、重复离心3遍,去除藻细胞表面吸附的胞外有机质等,然后将离心后的藻细胞重新溶于超纯水中,将藻细胞溶液

置于常温和  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$  冰箱内反复冻融 3 次后,用  $0.45\text{ }\mu\text{m}$  醋酸纤维膜过滤,得到 AOM 溶液<sup>[6]</sup>。

### 1.2.2 氯消毒和水样前处理方法

分别用 NOM 和 AOM 配制  $100\text{ mL}$ 、TOC 浓度为  $(3.0 \pm 0.1)\text{ mg/L}$  的模拟水样,加入  $0.4\text{ mL}$  磷酸盐缓冲溶液( $0.2\text{ mol/L}$ )使水样 pH 值为  $7.0 \pm 0.2$ ;加入  $10.0\text{ mg/L}$  (以  $\text{Cl}_2$  计)的  $\text{NaClO}$  溶液,氯接触时间分别为  $1\text{ h}$  和  $24\text{ h}$ ,反应温度为  $(15 \pm 2)\text{ }^{\circ}\text{C}$ ;反应后分析余氯水平,然后加入抗坏血酸终止反应,取平行样进行 DBPs 的萃取和测定。

### 1.2.3 模拟管网生物膜反应器

模拟管网生物膜反应器( $15.0\text{ cm} \times 8.0\text{ cm} \times 5.5\text{ cm}$ )如图 1 所示,采用被稀盐酸提前腐蚀的铸铁片作为模拟管道材料。准备 3 组反应器,进水分别为自来水、添加  $1.0\text{ mg/L}$  NOM 的自来水和添加  $1.0\text{ mg/L}$  AOM 的自来水。添加 NOM 或 AOM 的自来水,每次进水前现配制。每天运行  $1 \sim 2\text{ h}$ ,随后关掉进出水阀门,静置  $22 \sim 23\text{ h}$ ,运行期间测定出水浊度、pH 值以及  $\text{UV}_{254}$  等,共运行  $38\text{ d}$ 。

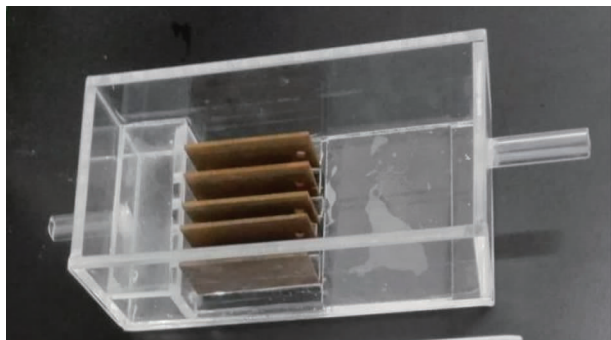


图 1 模拟管网反应器

Fig. 1 Simulated pipe network reactor

### 1.3 分析项目与方法

藻细胞采用血球计数板计数;DOC 采用总有机碳分析仪测定;TN 采用碱性过硫酸钾氧化-紫外分光光度法测定; $\text{NO}_3^- - \text{N}$  采用紫外分光光度法测定; $\text{NO}_2^- - \text{N}$  采用  $\text{N}-(1-\text{萘基})-\text{乙二胺}$  分光光度法测定; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  采用纳氏试剂光度法测定;总有机氮( $\text{TON}$ ) =  $\text{TN} - (\text{NO}_3^- - \text{N} + \text{NO}_2^- - \text{N} + \text{NH}_4^+ - \text{N})$ ;  $\text{UV}_{254}$  采用紫外/可见分光光度计测定;总氯和自由余氯浓度采用 HACH 总氯试剂(HACH 21056-69)测定。

根据 USEPA Methods 551 的方法,小分子 DBPs 采用气相色谱法测定,色谱柱采用 DB-5MS,规格

为  $30\text{ m} \times 0.25\text{ mm} \times 0.25\text{ }\mu\text{m}$ 。色谱条件:进样口温度为  $250\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,载气为  $\text{N}_2$ 、流量为  $20.0\text{ mL/min}$ 。色谱柱升温程序:初始温度为  $36\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,保持  $5\text{ min}$ ,然后以  $10\text{ }^{\circ}\text{C/min}$  升温至  $70\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,保持  $5\text{ min}$ ,再以  $25\text{ }^{\circ}\text{C/min}$  升温至  $110\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,保持  $5\text{ min}$ ,最后以  $25\text{ }^{\circ}\text{C/min}$  升温至  $220\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,保持  $2\text{ min}$ 。检测器 ECD 温度为  $260\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,进样体积为  $1\text{ }\mu\text{L}$ 。

微生物的分析方法:刮取模拟管网生物膜反应器中铸铁片上的生物膜,放入  $100\text{ mL}$  经过灭菌的超纯水中,充分混合搅拌后用滤纸过滤,收集过滤后水溶液,然后过  $0.45\text{ }\mu\text{m}$  滤膜,在滤液中用试剂盒提取 DNA,鉴定细菌微生物多样性时选用 16S V4 区引物 515F( $5' - \text{GTGCCAGCAGCCGCGGTAA} - 3'$ )和 806R( $5' - \text{GGACTACCAGGTATCTAAT} - 3'$ )。测序平台采用 Illumina HiSeq platform。

## 2 结果与讨论

### 2.1 AOM 和 NOM 生成 DBPs 的特性

试验中,投加自由氯后,AOM 溶液中产生了较大比例的结合氯量,如图 2 所示。投加氯  $1\text{ h}$  后,结合氯占总氯的  $21.1\%$ ,AOM 溶液中产生的结合氯量比 NOM 溶液中高  $1.3$  倍;投加自由氯  $24\text{ h}$  后,AOM 和 NOM 溶液中的自由氯量和结合氯量都有所下降,其中自由氯量分别降低了  $59.0\%$  和  $44.4\%$ ,结合氯量分别降低了  $50.0\%$  和  $61.5\%$ ,AOM 溶液中结合氯占总氯的  $24.6\%$ 。AOM 溶液中的有机氮含量为  $0.79\text{ mg/L}$ ,而 NOM 溶液中的有机氮含量仅为  $0.11\text{ mg/L}$ 。由于 AOM 溶液中的氨氮浓度低于检出限,生成结合氯的有机氮可能主要是 AOM 中的蛋白和氨基酸类物质,这些有机胺结构和自由氯结合生成了有机氯胺。

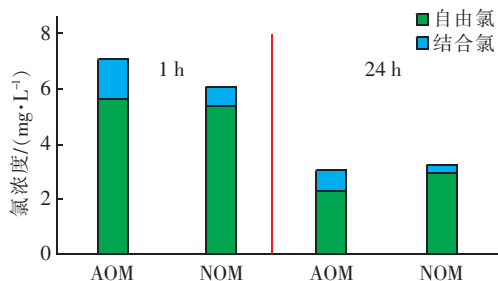


图 2 AOM 和 NOM 在不同反应时间下的余氯量

Fig. 2 Residual chlorine at different reaction time during chlorination of AOM and NOM

AOM 和 NOM 加氯后都生成了 THMs、HANs 和卤化酮(HKs),如图 3 所示。反应  $1\text{ h}$  后,AOM 和

NOM 生成的 DBPs 总量接近,以 THMs 为主,分别占 AOM 和 NOM 生成的 DBPs 总量的 94.9% 和 96.1%;AOM 生成的 THMs 和 HANs 量与 NOM 相当,AOM 生成的 HKs 量比 NOM 少了 22.9%。当反应 24 h 后,AOM 溶液产生的 THMs、HKs 和 HANs 量均比 NOM 溶液的要少,分别少了 13.3%、48.3% 和 6.2%。反应 24 h 与 1 h 相比,AOM 溶液生成的 HKs 量降低了 29.4%,THMs 和 HANs 量分别升高了 23.2%、43.9%;NOM 溶液生成的 THMs、HANs 和 HKs 量分别升高了 46.9%、52.5% 和 6.0%。以上结果表明,随着反应时间的延长,AOM 溶液在氯化过程中生成的 HANs 量明显增加、HKs 量减少;NOM 溶液在氯化过程中生成的 THMs 和 HANs 量明显增加、HKs 量略微增加。有文献报道,NOM 生成的 THMs 量随着反应时间的延长而增加,但增加反应时间并不一定会增加不稳定 DBPs(如 HANs 和 HKs)的生成量<sup>[7]</sup>。

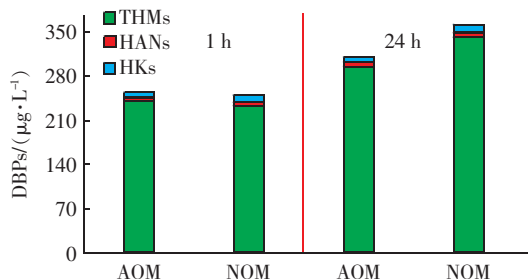


图3 AOM 和 NOM 生成的 DBPs 总量

Fig. 3 Total levels of DBPs generated from chlorination of AOM and NOM

如图 4 所示,反应 1 h 后,NOM 和 AOM 生成的一溴二氯甲烷(BDCM)、二溴一氯甲烷(DBCM)的量接近,NOM 比 AOM 生成更多的三氯甲烷(TCM)和三溴甲烷(TBM);AOM 生成的二氯乙腈(DCAN)、1,1-二氯丙酮(1,1-DCP)、1,1,1-三氯丙酮(1,1,1-TCP)比 NOM 低 25.4%、20.5% 和 36.9%。反应 24 h 后,NOM 生成的 TCM、BDCM、DBCM、DCAN 量比 AOM 生成的明显要多,分别高出 109.0%、78.6%、77.1%、100.0%。反应 24 h 与 1 h 相比,AOM 生成的 TCM、BDCM、DBCM、1,1,1-TCP 量减少,分别减少了 12.1%、30.8%、26.6%、20.5%,由此可知,延长氯化时间可使含有 AOM 的水体中生成含碳 DBPs 的风险降低,另外,TBM、DCAN、溴氯乙腈(BCAN)、1,1-DCP 量增加,分别增加了 251.9%、76.3%、23.2%、56.8%;NOM 生成

的 BCAN 和 1,1,1-TCP 量减少,分别减少了 5.3%、22.5%,TCM、BDCM、DBCM、TBM、DCAN 和 1,1-DCP 量增加,分别增加了 19.1%、17.5%、40.5%、22.9%、159.7%、25.6%。

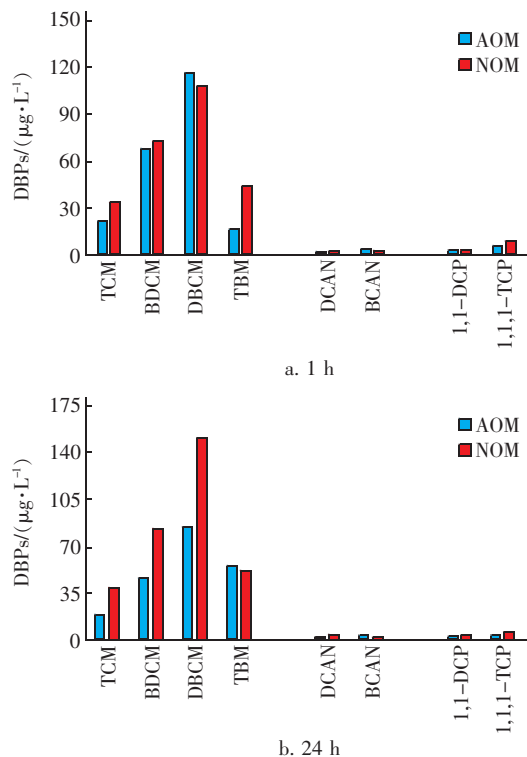


图4 AOM 和 NOM 在 1 h 和 24 h 氯化过程中产生的 DBPs 种类

Fig. 4 Species of DBPs generated from 1 h chlorination and 24 h chlorination of AOM and NOM

以上结果表明,相比 NOM,AOM 的含碳 DBPs 生成速度较慢且生成量相对较少,而含氮 DBPs 的生成速度与 NOM 接近。这可能是由于 AOM 和 NOM 性质不同造成的。比紫外吸收值[SUVA,  $SUVA = (UV_{254}/DOC) \times 100$ ]是一个可以反映有机物中芳香结构含量的参数。试验得出 AOM 的 SUVA 值 $[0.73 \text{ L}/(\text{mg} \cdot \text{m})]$ 远低于 NOM 的 SUVA 值 $[3.64 \text{ L}/(\text{mg} \cdot \text{m})]$ 。根据文献报道<sup>[8]</sup>,当水体 SUVA 值 $>4 \text{ L}/(\text{mg} \cdot \text{m})$ 时,表明该水体中的有机物具有相对较高的疏水性、芳香性和高分子质量,当水体 SUVA 值 $<2 \sim 3 \text{ L}/(\text{mg} \cdot \text{m})$ 时,表明该水体中的有机物主要包含亲水性、非腐殖酸类和小分子质量有机物。因此,AOM 是由高亲水性、低分子质量的有机物组成,AOM 相比 NOM 含有较少的芳香族有机物、较多的亲水性和低分子质量有机物。Kim 等人曾用 XAD-7HP 树脂对 NOM 进行分离,发现



THMs 的主要前体物是 NOM 中的斥水性部分,即含有较高斥水性结构的有机物具有较高的 THMs 生成势<sup>[9]</sup>。斥水性结构通常包括较多、较大的芳香性结构,这可能就是 AOM 生成 THMs 的能力低于 NOM 的原因。

## 2.2 AOM 和 NOM 对模拟管网生物膜的影响

由于 NOM 和 AOM 的性质不同,对管网出水水质和生物膜会产生不同的影响。3 组模拟管网反应器的出水浊度和 pH 值如图 5 所示。

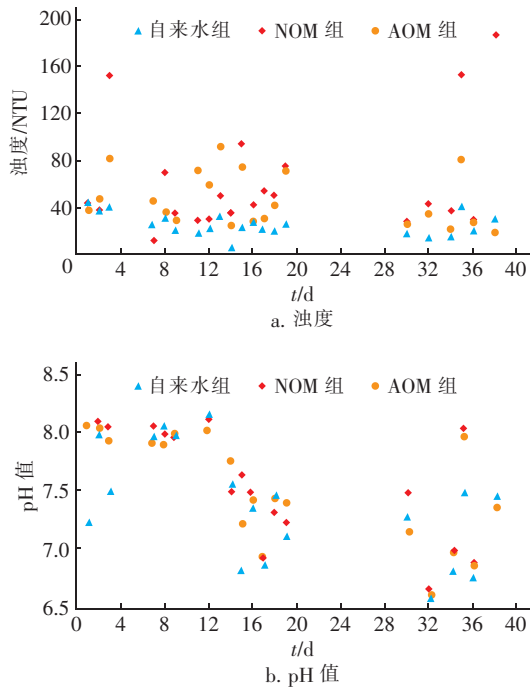


图 5 模拟管网反应器的出水浊度和 pH 值

Fig. 5 Turbidity and pH values of effluent from the simulated pipe network reactors

从图 5 可知,在 38 d 的运行过程中,NOM 组和 AOM 组的出水 pH 值和浊度在大多数情况下要比自来水组的略高。LeChevallier 等人<sup>[10]</sup>的研究结果表明浊质颗粒可附着营养物质而有利于细菌生长,浊度越高其附着的细菌数就越多。由于铁锈等的影响,3 组反应器的出水  $UV_{254}$  波动较大,没有明显变化规律,NOM 组的出水  $UV_{254}$  平均值最高( $0.2198\text{ cm}^{-1}$ ),其次是 AOM 组( $0.2170\text{ cm}^{-1}$ ),自来水组最低( $0.2166\text{ cm}^{-1}$ )。运行 38 d 后,3 组反应器的铸铁片上都附着了生物膜。有研究表明,生物膜是一种非常重要的 DBPs 前体物。Abokifa 等人通过实验室模拟研究得出,在 THMs 的总产生量中,由生物膜有机质产生的 THMs 的比例高达 12%<sup>[11]</sup>。

经过高通量测序分析发现,AOM 组的微生物多样性(Shannon、Simpson、Chao1 和 ACE 指数)高于自来水组和 NOM 组,如表 1 所示。

表 1 多样性指数和丰度指数

Tab. 1 Diversity index and abundance index

项 目	Observed species	Shannon	Simpson	Chao1	ACE
AOM 组	1 692	7.567	0.978	1 878.2	1 928.9
NOM 组	1 436	7.207	0.974	1 630.6	1 592.8
自来水组	1 453	6.735	0.956	1 652.6	1 706.3

3 组模拟管网反应器中生物膜的微生物群落种类和相对丰度如图 6 所示。

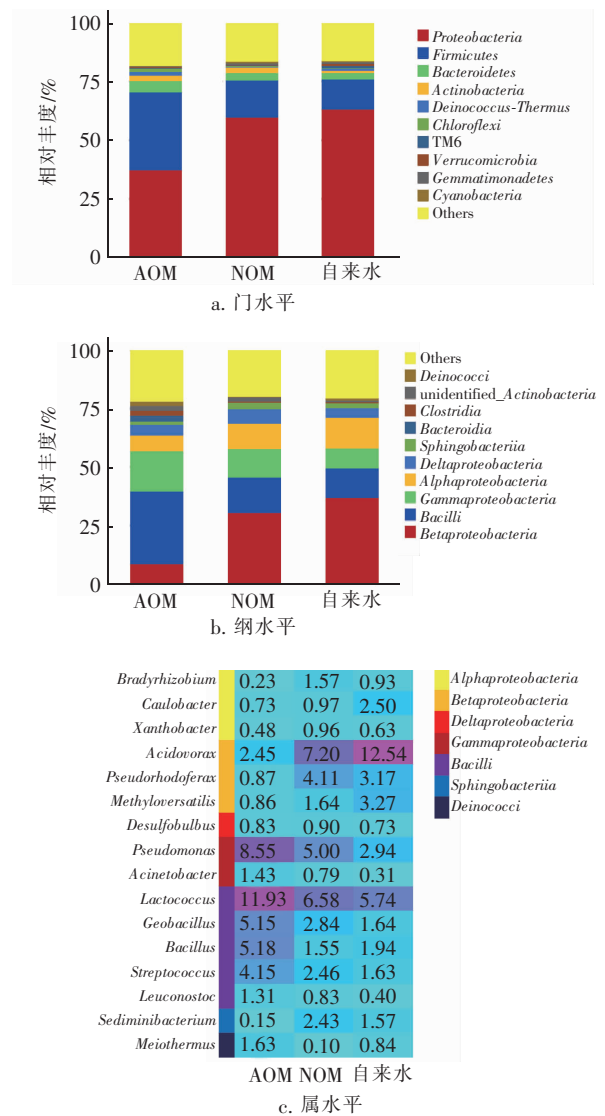


图 6 模拟管网反应器中生物膜的微生物群落种类和相对丰度

Fig. 6 Microbial community species and relative abundance of biofilms in the simulated pipe network reactors

图 6(a) 为各组铸铁管壁上微生物群落门水平上的分布情况。自来水组生物膜中变形菌门(*Proteobacteria*)含量最多,占 63.1%,其次是厚壁菌门(*Firmicutes*),占 12.9%,这两种菌构成了整个菌群主体。NOM 组门水平上的物种种类和相对丰度与自来水组相似,NOM 组也主要是以变形菌门(59.8%)和厚壁菌门(15.6%)为主。AOM 组门水平上的物种种类和相对丰度与前两者的差别显著,其变形菌门与厚壁菌门的相对丰度相近,分别为 37.3%和 33.4%。厚壁菌门是一种在恶劣条件下生存能力较强的菌门<sup>[12]</sup>,AOM 的存在明显促进了该种类菌的相对丰度。AOM 组中拟杆菌门(*Bacteroidetes*)的相对丰度(4.7%)高于自来水组和 NOM 组,另外 AOM 组中异常球菌-栖热菌门(*Deinococcus-Thermus*)和放线菌门(*Actinobacteria*)的相对丰度都高于自来水组。

如图 6(b)所示,变形菌门下的  $\beta$ -变形菌纲、 $\gamma$ -变形菌纲、 $\alpha$ -变形菌纲以及厚壁菌门下的 *Bacilli* 纲是相对丰度较大的 4 种菌纲。AOM 组中的  $\beta$ -变形菌纲(8.5%)比 NOM 组(30.4%)和自来水组(36.8%)少, $\alpha$ -变形菌纲也较少;AOM 组中 *Bacilli* 纲(31.1%)比 NOM 组(15.2%)和自来水组(12.5%)多,另外 AOM 组中的  $\gamma$ -变形菌纲也较 NOM 组和自来水组多。

图 6(c)为 AOM 组、NOM 组和自来水组中相对丰度总和大于 2% 的 16 种属水平的微生物种类。在 AOM 组的生物膜中,*Bacilli* 纲的乳球菌(*Lactococcus*)、 $\gamma$ -变形菌纲的假单胞菌(*Pseudomonas*)、*Bacilli* 纲的芽孢杆菌(*Bacillus*)、土芽孢杆菌(*Geobacillus*)、链球菌(*Streptococcus*)是丰度最大的 5 个菌属,都属于异养菌<sup>[13]</sup>,其相对丰度分别为 11.93%、8.55%、5.18%、5.15%和 4.15%。这 5 种异养菌在 AOM 组中的相对丰度均明显高于 NOM 组和自来水组,AOM 组含有更多的亲水性、低分子质量有机物,这些有机物是异养菌极易利用的基质,有利于异养菌的生长代谢。假单胞菌和芽孢杆菌是两种铁还原菌,对自来水管道的腐蚀层的形成会产生一定的影响,假单胞菌中的绿脓杆菌(*P. aeruginosa*)中包含了致病力抗药性强的杆菌,例如绿脓杆菌引起的肺炎是医院内肺炎中较为常见的一种。另外假单胞菌属中的很多种菌对有机污染物具有较强的还原性<sup>[14]</sup>。 $\beta$ -变形菌纲的食酸菌属

(*Acidovorax*)在 NOM 组和自来水组中的相对丰度分别为 7.20%和 12.54%,比 AOM 组高出了 2.9 倍和 5.1 倍。食酸菌属是一种铁氧化菌,会加快铁质管道的腐蚀速度<sup>[15]</sup>。乳球菌(*Lactococcus*)在 NOM 组和自来水组中的相对丰度也比较大,分别为 6.58%和 5.74%。

### 3 结论

① AOM 和 NOM 的组成和性质差异明显,AOM 含有更多的有机氮以及高亲水性、低分子质量有机物,并且含有更多的有机胺结构。因此 AOM 对 DBPs 的生成和模拟管壁上微生物菌群的影响也不同于 NOM。

② 在氯化过程中,氯化 1 h 后,AOM 和 NOM 的 DBPs 生成量相近,AOM 生成的三氯甲烷、一溴二氯甲烷、三溴甲烷、二氯乙腈、1,1-二氯丙酮、1,1,1-三氯丙酮量比 NOM 分别降低了 35.3%、5.0%、63.2%、25.4%、20.5%和 36.9%;氯化 24 h 后,AOM 生成的 DBPs 总量比 NOM 低 14.4%,AOM 生成的 THMs、HKs、HANs 量比 NOM 生成的量分别降低了 13.3%、48.3%和 6.2%。

③ 在模拟管网反应器内,与自来水组和 NOM 组相比,AOM 组经常造成更高的出水 pH 值和浊度。另外,AOM 组的模拟管壁生物膜的微生物组成明显不同于自来水组和 NOM 组。3 组反应器中的主要微生物种类均为变形菌门和厚壁菌门,其相对丰度在自来水组和 NOM 组中相当,变形菌门分别为 63.1%、59.8%,厚壁菌门分别为 12.9%、15.6%,而 AOM 组中变形菌门与厚壁菌门的相对丰度分别为 37.3%和 33.4%。在纲水平和属水平鉴定的微生物种类和相对丰度方面,AOM 组也与自来水组和 NOM 组显著不同。

### 参考文献:

- [1] 张婧,翟洪艳,季民. 混凝对藻源有机物的去除及其消毒副产物的控制[J]. 中国给水排水,2016,32(3): 56-60.  
Zhang Jing, Zhai Hongyan, Ji Min. Removal of algal organic matter and control of disinfection by-products by coagulation[J]. China Water & Wastewater, 2016, 32(3): 56-60 (in Chinese).
- [2] Stalter D, O'Malley E, von Gunten U, et al. Fingerprinting the reactive toxicity pathways of 50 drinking water disinfection by-products[J]. Water Res,

- 2016,91:19-30.
- [3] Chu W H, Gao N Y, Deng Y, *et al.* Formation of nitrogenous disinfection by-products from pre-chloramination[J]. *Chemosphere*,2011,85(7):1187-1191.
- [4] 董秉直,冯晶,陈艳,等. 有机物的特性对超滤膜通量的影响[J]. 同济大学学报:自然科学版,2007,35(3):356-360.
- Dong Bingzhi, Feng Jing, Chen Yan, *et al.* Effect of properties of organics on ultrafiltration membrane flux [J]. *Journal of Tongji University: Natural Science*, 2007,35(3):356-360(in Chinese).
- [5] 聂发辉,李田,吴晓芙,等. 藻型富营养化水体的治理方法[J]. 中国给水排水,2006,22(18):11-15.
- Nie Fahui, Li Tian, Wu Xiaofu, *et al.* Treatment methods of algae eutrophication water body[J]. *China Water & Wastewater*,2006,22(18):11-15(in Chinese).
- [6] Zhou S Q, Zhu S M, Shao Y S, *et al.* Characteristics of C-,N-DBPs formation from algal organic matter:role of molecular weight fractions and impacts of pre-ozonation [J]. *Water Res*,2015,72:381-390.
- [7] Reckhow D A, Platt T L, Macneill A L, *et al.* Formation and degradation of dichloroacetonitrile in drinking waters [J]. *J Water Supply Res Technol - AQUA*,2001,50(1):1-13.
- [8] Joo S H, Mitch W A. Nitrile, aldehyde, and halonitroalkane formation during chlorination/chloramination of primary amines [J]. *Environ Sci Technol*,2007,41(4):1288-1296.
- [9] Kim H C, Yu M J. Characterization of aquatic humic substances to DBPs formation in advanced treatment processes for conventionally treated water[J]. *J Hazard Mater*,2007,143(1/2):486-493.
- [10] LeChevallier M W, Evans T M, Seidler R J. Effect of turbidity on chlorination efficiency and bacterial persistence in drinking water [J]. *Appl Environ Microbiol*,1981,42(1):159-167.
- [11] Abokifa A A, Yang Y J, Lo C S, *et al.* Investigating the role of biofilms in trihalomethane formation in water distribution systems with a multicomponent model[J]. *Water Res*,2016,104:208-219.
- [12] 彭力. 再生水模拟管网中微生物群落结构特征及其腐蚀相关性研究[D]. 北京:北京建筑大学,2016.
- Peng Li. Research of Structure Characteristics and Corrosion Property of Microbial Communities in a Simulated Reclaimed Water Distribution System [D]. Beijing: Beijing University of Civil Engineering and Architecture,2016(in Chinese).
- [13] 何云晓,欧阳纯烈. 城市生活污水污泥中微生物的分类与鉴定[J]. 现代农业科技,2012(13):238-240,243.
- He Yunxiao, Ouyang Chunlie. Classification and identification of microorganisms in municipal sewage sludge [J]. *Modern Agricultural Sciences and Technology*,2012(13):238-240,243(in Chinese).
- [14] Wang H, Hu C, Hu X, *et al.* Effects of disinfectant and biofilm on the corrosion of cast iron pipes in a reclaimed water distribution system[J]. *Water Res*,2012,46(4):1070-1078.
- [15] Sun H, Shi B, Lytle D A, *et al.* Formation and release behavior of iron corrosion products under the influence of bacterial communities in a simulated water distribution system[J]. *Environ Sci Proc Impacts*,2014,16(3):576-585.



作者简介:蔡晓霞(1994-),女,安徽宿州人,硕士研究生,主要研究方向为水资源利用技术。

E-mail:1649190894@qq.com

收稿日期:2019-06-02