

技术总结

DOI: 10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2023.05.006

备用水源原水管道水质及生物膜群落结构变化

许航¹, 刘伯男¹, 王月婷¹, 陈刚², 莫天培³, 薛如冰¹,
刘志刚⁴, 姚昊¹, 张茜¹, 郭雅彬¹

(1. 河海大学 环境学院, 江苏 南京 210098; 2. 河海大学 水文水资源与水利工程科学国家重点实验室, 江苏 南京 210098; 3. 合肥产投集团, 安徽 合肥 230071; 4. 宁波市自来水管有限公司, 浙江 宁波 315041)

摘要: 备用水源原水管道较为封闭, 原水停留时间过长会导致溶解氧(DO)浓度降低, 管道环境由好氧变为缺氧甚至厌氧, 从而引起水质恶化。实验室模拟M、N两种不同水源条件在原水管道的备用状态, 以DO降至2 mg/L确定停留时间, 探究相应的水质变化以及原水的化学稳定性和管壁微生物群落多样性。结果表明, DO在水质较差水源条件下的衰减时间明显短于水质较好的水源。两种水源水都具有严重腐蚀性, 出水pH、总碱度和钙硬度均显著升高。M装置进水水质相对较差, 微生物存在水平高, 对有机物的去除率更高, COD_{Mn}和UV₂₅₄的去除率分别为27.8%和22.9%, 而N装置分别为24.6%和21.4%; M装置中的硝化作用更强, NO₃⁻-N生成率为23.4%, 而N装置为16.2%。两组装置管壁生物膜中的优势菌门基本相同, 但丰度较高的菌门差异较大, 而丰度较低的菌门差异不明显。较高的NH₄⁺-N浓度有利于增加硝化螺旋菌门的丰度, 从而促进硝化作用。良好的水质可以增加管道内的微生物多样性, 更有利于管道内生态系统的稳定。

关键词: 备用水源; 原水管道; 化学稳定性; 生物膜

中图分类号: TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2023)05-0038-08

Changes of Water Quality and Biofilm Community Composition in Raw Water Pipeline of Emergency Water Source

XU Hang¹, LIU Bo-nan¹, WANG Yue-ting¹, CHEN Gang², MO Tian-pei³,
XUE Ru-bing¹, LIU Zhi-gang⁴, YAO Hao¹, ZHANG Qian¹, GUO Ya-bin¹

(1. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China; 2. State Key Laboratory of Hydrology-Water Resources and Hydraulic Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China; 3. Hefei Industry Investment Group, Hefei 230071, China; 4. Ningbo Water Supply Co. Ltd., Ningbo 315041, China)

Abstract: The raw water pipeline of emergency water source is relatively closed. Long hydraulic retention time of raw water in the pipeline will lead to the decrease of dissolved oxygen (DO), and change the environment of the pipeline from aerobic to anoxic or even anaerobic, resulting in the deterioration of water quality. The state of the raw water from two different water sources was simulated in two laboratory

基金项目: 国家自然科学基金资助面上项目(51978239)

通信作者: 许航 E-mail: xuhang810826@hhu.edu.cn

reactors M and N. The retention time was determined by reducing the DO to 2 mg/L, and the corresponding water quality change, chemical stability of the raw water and diversity of the microbial community on pipe wall were investigated. The decay time of DO in source water with poor water quality was obviously shorter than that in source water with good water quality. The water from both sources was highly corrosive, and the effluent pH, total alkalinity and calcium hardness were all significantly increased. Reactor M had poor influent quality, high microbial concentration and higher removal rate of organic matter. The removal rates of COD_{Mn} and UV_{254} in reactor M were 27.8% and 22.9%, respectively, while those were 24.6% and 21.4% in reactor N. Reactor M had stronger nitrification ability, in which the generation rate of $\text{NO}_3^- - \text{N}$ was 23.4%, while that was 16.2% in reactor N. The dominant bacterial phyla in biofilm on the pipe wall of the two reactors were basically the same. However, the phyla with higher relative abundance were quite different, while the difference of phyla with lower relative abundance was not obvious. Higher $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ was conducive to increasing the abundance of *Nitrospira*, thus promoting the nitrification reaction. Good water quality increased the microbial diversity in the pipeline, which was more conducive to the stability of the ecosystem in the pipeline.

Key words: emergency water source; raw water pipeline; chemical stability; biofilm

备用水源是指在常规水源不足或不可用时,为解决极端干旱气候或周期性咸潮、季节性排水等水源水量或水质问题而建设的水源^[1],它们可以作为普通水源的备用并切换运行。为提高我国城市供水安全,适应城市化的不断发展,备用水源地建设具有重要意义。一般以达到规划期内城市供水保障率为目标,备用水源水质标准应与普通水源水质标准一致^[2]。作为评价水质的重要指标之一,溶解氧(DO)几乎参与或影响水中所有的化学和生物过程,因而DO对于维持水生生态系统平衡和为水生生物提供生存条件至关重要。当 $\text{DO} < 5 \text{ mg/L}$ 时,可能会影响生物群落的功能和生存,而当 $\text{DO} < 2 \text{ mg/L}$ 时则可能导致大部分鱼类死亡。

研究表明,微生物和污染物附着在原水管道管壁上而形成的生物膜^[3]能帮助降解或去除原水中的无机氮和有机污染物,从而改善原水水质^[4-5]。另外一些研究表明,水源条件改变会对普通水源原水管道内壁生物膜中的微生物群落产生影响,并影响管壁和主体水之间的界面过程和相互作用^[6-7]。因此,DO和管道生物膜之间很可能存在相互影响。而在备用水源的原水管道中,水力停留时间(HRT)较长且环境相对封闭,水中DO的减少会导致原水水质恶化,甚至使环境由好氧变为缺氧和厌氧。然而,现阶段对于不同原水水质条件下备用水源的原水管道中水质和微生物群落的变化研究较少。鉴于

此,笔者探讨了两种不同水质的原水作为备用水源时,原水管道内DO的衰减趋势和水质变化,以及管壁生物膜生物量、微生物多样性和群落结构的异同,以期掌握备用水源原水管道在备用期内的水质变化,在保证水质安全的同时减少水资源浪费,为水厂快速启动备用管道提供一定的理论依据。

1 材料和方法

1.1 实验装置

采用两个小试反应器模拟备用水源的真实原水分配系统。将0.15 m长、DN100的内衬水泥球墨铸铁管段预先在1 mg/L的NaCl溶液中浸泡12 d进行消毒,用纯水冲洗以去除管道内壁附着物后置于通风处自然风干,然后用环氧树脂密封包扎管段横截面。管段均放置在用锡纸覆盖的有机玻璃制成的装置中(见图1),并用法兰密封以模拟埋在地下的封闭管道。生物膜驯化时间不少于3个月。

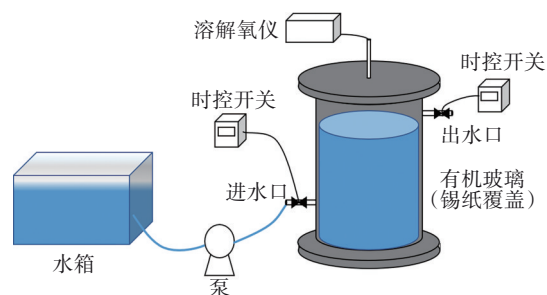


图1 小试反应器示意

Fig.1 Schematics of laboratory-scale reactor

1.2 实验用水水质

实验选取宁波市M水源水和N水源水作为两组模拟装置的进水,两种原水水质的具体指标如下:M水源水的温度为14~25℃,pH为6.72~7.17,DO为3.1~7.5 mg/L,悬浮异养菌数(HPC)为7~86 CFU/mL,浊度为0.86~4.15 NTU,总碱度为15.4~23.4 mg/L,钙硬度为4.2~21.0 mg/L,总锰为0~0.45 mg/L, NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 分别为0~0.34、0~0.012、0.603~1.272 mg/L, COD_{Mn} 为0.8~3.2 mg/L;N水源水的温度为15~24℃,pH为6.68~7.23,DO为5.4~8.7 mg/L,悬浮HPC为6~53 CFU/mL,浊度为0.26~2.48 NTU,总碱度为8.7~18.7 mg/L,钙硬度为7.7~21.7 mg/L,总锰为0~0.20 mg/L, NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 分别为0~0.14、0~0.006、0.237~0.502 mg/L, COD_{Mn} 为0.7~2.2 mg/L。

两组装置定期换水,运行3个月以上后得到稳定成熟的管壁生物膜,随后进行备用状态的模拟。模拟的停留时间由DO浓度衰减至2 mg/L所需要的时间来确定。在模拟备用期间的水质参数如下:M水源水的DO为5.4 mg/L, pH为6.88, NH_4^+-N 为0.25 mg/L, COD_{Mn} 为1.44 mg/L;N水源水的DO为6.9 mg/L, pH为6.80, NH_4^+-N 为0.05 mg/L, COD_{Mn} 为1.22 mg/L。

1.3 采样和分析

使用无菌棉签收集管道生物膜,然后放入不同的无菌容器中。从管内壁抽取约20.0 cm²的生物膜样品,并在-4℃下储存,直到1 h内提取DNA。在提取DNA之前,用无菌水轻轻冲洗拭子以去除残留的生物膜。异养菌数(HPC)采用R2A平板计数法测定。氨氧化菌(AOB)采用三管MPN稀释培养计数,采用改良Stephenson培养基。收集水样并用0.45 μm滤膜过滤。使用安装在每个反应器上的溶解氧仪(SG6, Mettler Toledo International)测量DO浓度。 COD_{Mn} 、 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 和 NO_3^--N 均采用国家标准方法测定。使用Milli-Q Gradient水净化系统生产超纯水。其他化学品和试剂均购自国药集团化学试剂有限公司,纯度至少为分析级。根据备用水源水质检测数据计算水化学稳定性的常用评价指标,即Langelier饱和指数 I_L 、Ryznar稳定指数 I_R 、侵蚀指数AI和拉森指数LR,计算公式及判定方法详见张馨怡等^[8]的研究。

1.4 DNA提取和PCR扩增

使用E. Z. N. A.® soil DNA kit (Omega Bio-tek, Norcross, GA, U. S.)对生物膜样品一式三份进行DNA提取。使用1%琼脂糖凝胶电泳检测DNA的提取质量。采用高通量测序方法研究管道生物膜的微生物群落。使用细菌特异性引物(338F和806R)对16S rRNA基因的V3-V4区域进行扩增。获得的DNA序列可以在NCBI序列读取档案中获得,BioProject编号为PRJNA580216。16S rRNA基因的PCR扩增流程为:95℃预变性3 min,27个循环(95℃变性30 s,55℃退火30 s,72℃延伸30 s),然后72℃稳定延伸10 min,最后在4℃进行保存。PCR反应体系为:5×TransStart FastPfu缓冲液4 μL,2.5 mmol/L dNTPs 2 μL,上游引物(5 μmol/L)0.8 μL,下游引物(5 μmol/L)0.8 μL,TransStart FastPfu DNA聚合酶0.4 μL,模板DNA 10 ng,ddH₂O补足至20 μL。每个样本做3个重复。

1.5 测序与数据处理

将同一样本的PCR产物混合后使用2%琼脂糖凝胶进行回收,利用AxyPrep DNA Gel Extraction Kit (Axygen Biosciences, Union City, CA, USA)进行回收产物纯化,用2%琼脂糖凝胶电泳检测,并用Quantus™ Fluorometer (Promega, USA)对回收产物进行定量检测。使用NEXTflex™ Rapid DNA-Seq Kit (Bioo Scientific, 美国)进行建库:①接头连接;②使用磁珠筛选去除接头自连片段;③利用PCR扩增进行文库模板的富集;④采用磁珠回收PCR产物,得到最终的文库。利用Illumina公司的MiSeq PE300/NovaSeq PE250平台进行测序(上海美吉生物医药科技有限公司)。

2 结果与讨论

2.1 不同水源下的DO衰减趋势

在模拟备用的情况下,两种水源条件下的DO衰减趋势如图2所示。两组装置中的DO均呈下降趋势,但其衰减至2 mg/L的用时有所差异。M、N装置的进水DO浓度分别为5.4和6.9 mg/L。在前12 h内,两组装置的DO消耗量均为0.7 mg/L。但从整个衰减过程看,N装置中的DO平均衰减速率更慢,从6.9 mg/L衰减至2 mg/L用时154 h(约6.5 d),而M装置中的DO从5.4 mg/L衰减至2 mg/L用时94 h(约4 d)。

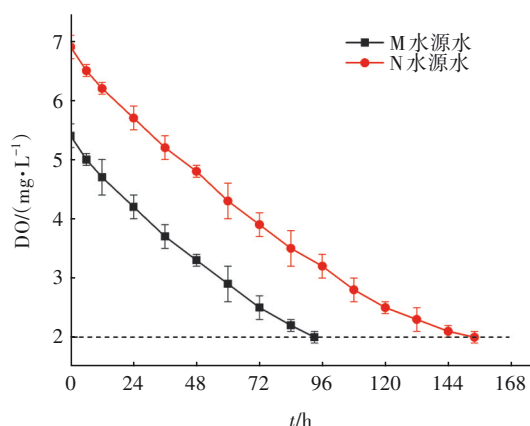


图2 不同水源下的DO衰减趋势

Fig.2 Attenuation trend of DO under different water sources

2.2 不同水源条件下的出水水质

2.2.1 pH、钙硬度和总碱度

原水经过一段时间的模拟备用后,两组装置的出水pH、总碱度和钙硬度均呈现明显的上升。M装置的进水pH为6.88,略高于N装置的进水pH(6.80),但其出水pH为10.57,低于N装置的出水pH(11.00),说明N水源条件下pH的上升幅度高于M水源。M装置的进水钙硬度和总碱度分别为19.84和20.20 mg/L(二者均以CaCO₃计),均高于N装置进水(11.90和15.15 mg/L);而N装置的出水钙硬度和总碱度分别升至79.37和87.13 mg/L,高于M装置出水的63.49和68.19 mg/L。

分析原因,一方面是N装置的HRT明显比M装置长,已有研究表明,水体pH、钙硬度和总碱度的上升与水体在带有水泥内衬的球墨铸铁管中的停留时间及其水质的化学稳定性有关^[9],即在水质达到稳定之前,腐蚀性高的原水pH随着水体停留时间的延长而增加。另一方面是由于N水源水的pH、钙硬度和总碱度均比M水源水低,而在偏酸性以及钙浓度较低的水体环境中,管壁中的碱性物质更易析出。关于M、N水源水的水质稳定性将在2.2.5节中进行分析讨论。

2.2.2 有机物浓度

在进水有机物浓度不同的条件下,两组装置出水的UV₂₅₄和COD_{Mn}浓度均有一定程度的降低,其中M装置进水UV₂₅₄和COD_{Mn}分别为0.035 cm⁻¹和1.44 mg/L,出水为0.027 cm⁻¹和1.04 mg/L,二者的去除率分别为22.9%和27.8%;N装置进水UV₂₅₄和

COD_{Mn}分别为0.028 cm⁻¹和1.22 mg/L,出水为0.022 cm⁻¹和0.92 mg/L,二者的去除率分别为21.4%和24.6%,M装置对有机物的降解能力略强。因为M水源水中的营养水平和微生物量都比N水源水高,所以M装置的管壁生物膜中微生物对有机物的吸附降解能力强于N装置,从而导致其UV₂₅₄和COD_{Mn}的去除率略高。

2.2.3 浊度

在备用期重力沉降和管壁生物膜的吸附作用下,两种原水的浊度均有下降。由于M、N水源水的浊度都处于较低的状态,分别为1.75和1.31 NTU,两装置出水浊度降低幅度较小且差异不大,出水浊度分别为0.86和0.52 NTU,去除率分别为51%和60%。

2.2.4 溶解性无机氮(DIN)

原水在备用期间的硝化反应程度可以由进出水中NO₃⁻-N、NH₄⁺-N和NO₂⁻-N的浓度变化间接反映。在本次实验中,两组装置出水的NH₄⁺-N浓度相较于进水均有一定程度的降低,而且NO₃⁻-N浓度都有升高,这表明两组装置中均有硝化反应发生,但其反应程度不同。M装置进水的NH₄⁺-N浓度高于N装置,分别为0.25和0.05 mg/L,出水的NH₄⁺-N浓度分别为0.14和0.04 mg/L,其转化率分别达到44%和20%。对于NO₃⁻-N,M、N装置的进水浓度分别为0.64和0.37 mg/L,出水浓度分别为0.79和0.43 mg/L,生成率分别为23.4%和16.2%。而硝化反应的中间产物NO₂⁻-N在两组装置的进出水中变化不明显,仍旧处在低浓度水平。

综上所述,在两种不同水源条件下,两组模拟装置中发生了不同程度的硝化反应。M装置对NH₄⁺-N的去除更多,且生成了更多的NO₃⁻-N,因此M装置中发生的硝化反应更强。而M装置中的水质较N装置略差,表明在原水水质较差且NH₄⁺-N浓度较高的状态下,硝化作用更强,这与周正协等^[10]的研究结果一致。

2.2.5 化学稳定性

① Langelier饱和指数I_L

I_L是最先用于评价水质化学稳定性的,它通过水体的实际pH与碳酸钙饱和平衡时的pH(即pH_s)之间的差值大小来反映水体的稳定程度。计算公式如下:

$$I_L = \text{pH} - \text{pH}_s \quad (1)$$

② Ryznar稳定指数 I_R

Ryznar在大量实验的基础上提出了稳定指数 I_R 的概念,这一指数是反映水体化学稳定性的半经验指数,其计算公式如下:

$$I_R = 2\text{pH}_s - \text{pH} \quad (2)$$

③ 侵蚀指数 AI

侵蚀指数 AI 可以判定水体对管道材质是否具有侵蚀作用,本研究所选用的模拟管道为水泥内衬球墨铸铁管,因此采用侵蚀指数 AI 对水质稳定性进行判定,其计算公式如下:

$$\text{AI} = \text{pH} + \lg(\text{Ca} \cdot \text{Alk}) \quad (3)$$

式中:Ca 为钙硬度,mg/L(以 CaCO_3 计);Alk 为总碱度,mg/L(以 CaCO_3 计)。

④ 拉森指数 LR

Larsen 等人通过对管道腐蚀实验分析发现,氯离子、硫酸根离子及碳酸氢根离子对管道存在显著的腐蚀作用。其计算公式如下:

$$\text{LR} = \frac{2[\text{SO}_4^{2-}] + [\text{Cl}^-]}{[\text{HCO}_3^-]} \quad (4)$$

式中:[Cl^-]为氯离子浓度,mol/L;[SO_4^{2-}]为硫酸根离子浓度,mol/L;[HCO_3^-]为碳酸氢根离子浓度,mol/L。

以上4项指标的平均值、最大值和最小值见表1。可知,原水水质处于化学不稳定状态,原水对管道有严重腐蚀作用;侵蚀指数 AI 的数据显示,原水对水泥内衬球墨铸铁管具有强腐蚀性。以上结果表明,当采用模拟管道装置模拟原水管道的备用状态时,出水的 pH、总碱度和钙硬度均显著高于进水,三者的上升可使水体从化学不稳定状态逐渐进入化学稳定状态。

表1 水源水的化学稳定性

Tab.1 Chemical stability of source water

项 目		I_{L}	I_{R}	AI	LR
M 水源水	平均值	-2.48	11.93	9.50	0.75
	最大值	-2.07	12.54	9.89	1.11
	最小值	-2.56	11.30	9.17	0.42
N 水源水	平均值	-2.47	11.79	9.67	0.59
	最大值	-2.18	12.56	9.86	1.05
	最小值	-2.60	11.30	9.32	0.42

对比两种水源水各指标的平均值可知,两者的饱和指数 I_L 十分接近,M 水源水的拉森指数 LR 和稳

定指数 I_R 均高于 N 水源水,N 水源水的侵蚀指数 AI 高于 M 水源水。总体来看,N 水源水不仅水质比 M 水源水好,其化学稳定性也略强于 M 水源水,两种水源条件下管道均存在严重腐蚀趋势。因此,结合 2.2.1 节所述,pH、总碱度和钙硬度的上升幅度受备用时间的影响更大。

2.3 不同水源条件下的微生物群落特性

2.3.1 主体水中 HPC 的变化

M 和 N 水源水质均较好,虽然水中的 HPC 数量有轻微的季节性变化,但总体一直处于较低水平,最高值不超过 100 CFU/mL,N 水源水中的 HPC 水平更低,在本实验中不超过 55 CFU/mL。

经过模拟备用后,两组装置出水中的 HPC 数量均出现大幅度上升,M 和 N 装置中的 HPC 数量分别由进水的 77、43 CFU/mL 增长至出水的 2 400、3 000 CFU/mL。虽然 N 水源水中的 HPC 在初始阶段较少,但其在装置中的停留时间比 M 水源水要长,这将导致水中的微生物大量繁殖,因此 N 装置出水中的 HPC 更高。

2.3.2 管壁生物膜中 HPC 和 AOB 的变化

管壁生物膜中的微生物数量可以间接反映出管道中有机物和氮素转化的程度。对两组装置内的生物膜进行取样,培养并检测其 HPC 和 AOB 数量。M 装置管壁生物膜的 HPC 和 AOB 数量分别为 2.91×10^5 CFU/cm² 和 260 MPN/cm²,均高于 N 装置的 2.4×10^5 CFU/cm² 和 230 MPN/cm²,这是因为 M 水源水质相对较差,水中的 NH_4^+-N 和有机物浓度较高,更有利于生物膜的形成,即营养水平高的管道中微生物的存在水平也较高。但实验结果同时表明,虽然两种水源的水质不同会对水中生物量产生影响,但其中 HPC 和 AOB 的数量仍处在同一数量级且差异不大。

2.3.3 管壁生物膜的微生物群落结构

对两组 97% 相似水平的管道生物膜进行 OTU 分析,绘制如图 3 所示的 OTU 水平曲线。其中 M1 代表 M 装置的管壁生物膜样本,N1 代表 N 装置的管壁生物膜样本。可以看出,N1 的物种数量和多样性均高于 M1,但差异不大。

采用 454 焦磷酸测序技术,在 M1 和 N1 两个样本中分别获得了 47 622 和 40 996 个序列。在表 2 中列出了 ACE、Chao1、Coverage、Shannon 和 Simpson 指数,以获得管道生物膜的 alpha 多样性指数。两个生

物膜样本的 Coverage 指数都高于 0.99,表明该结果对微生物的表征效果良好。由表 2 可知,N 水源水所培养出的管壁生物膜群落具有更高的多样性。

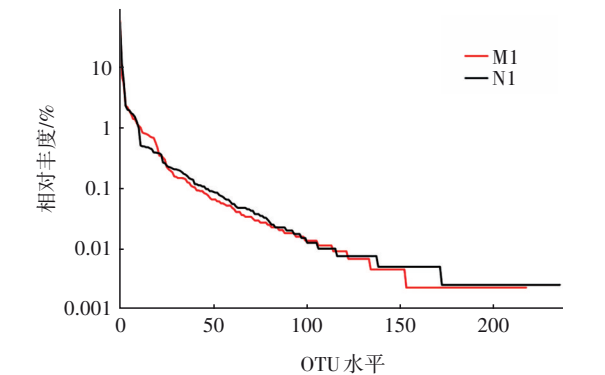


图 3 管壁生物膜微生物 OTU 水平曲线

Fig.3 Microbial OTU level curve of pipe wall biofilms

表 2 管壁生物膜的微生物多样性指数

Tab.2 Microbial diversity index of pipe wall biofilms

项目	序列数	Shannon 指数	Simpson 指数	ACE 指数	Chao1 指数	Coverage
M1	47 622	2.025 1	0.369 7	344.354 5	322	0.998 5
N1	40 996	2.072 6	0.339 2	308.716 8	294	0.998 4

使用 Shannon 指数构建稀释曲线,如图 4 所示。两个样本的稀释曲线均趋于平坦,说明生物膜中的微生物生长相对稳定,测序数据量足够大,样本中大部分微生物的多样性信息足以体现。其中 N1 曲线相较 M1 略高,说明 N 水源水所培养的生物膜中的微生物多样性高于 M 水源水,这与前面的结果一致,由此表明,以水质较好的水源水培养的生物膜具有更高的微生物多样性。

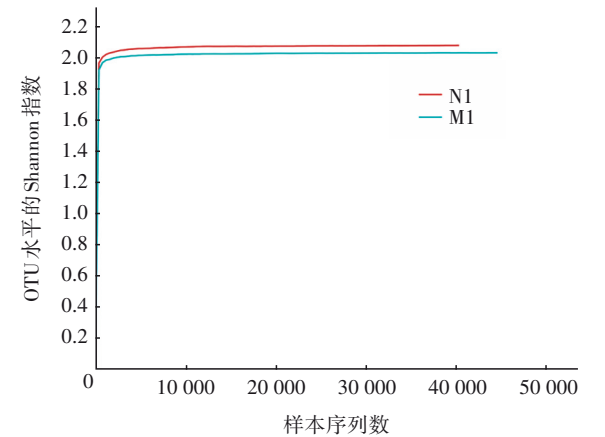


图 4 管壁生物膜稀释曲线

Fig.4 Rarefraction curve of pipe wall biofilms

在本研究的两个样本中,N1 的 OTU 有 236 个,略多于 M1 的 218 个,与前面 OTU 水平曲线得到的结果一致。两个样本中 OTU 的重叠数量为 147 个,说明虽然水质不同,但微生物群落仍然具有一定的相似性。

基于 OTU 的聚类分析结果,利用 R 语言工具和 Circos 工具对两个生物膜样本数据进行物种分类和制图,得到如图 5 和图 6 所示的多级物种 Sunburst 图和 Circos 图。

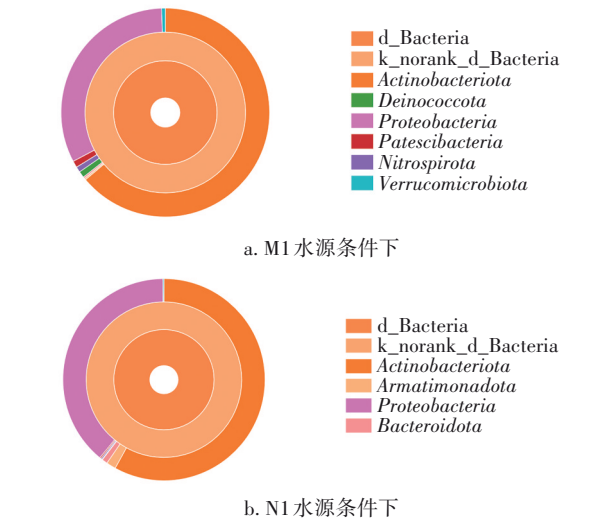


图 5 管壁生物膜多级物种 Sunburst 图(门水平)

Fig.5 Sunburst diagram of multi-level species of pipe wall biofilms (phylum level)

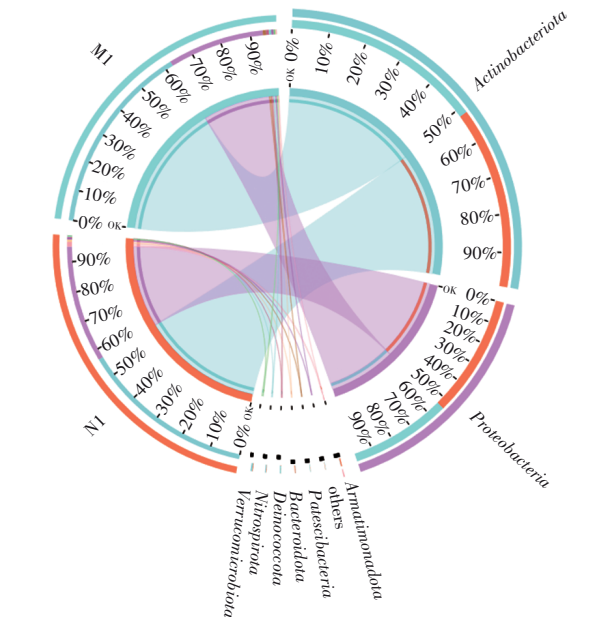


图 6 管壁生物膜 Circos 图(门水平)

Fig.6 Circos diagram of pipe wall biofilms (phylum level)

多级物种的 Sunburst 图由 3 个同心圆组成,从内到外展示了不同样本在域、界和门分类层次上的物种分布和比例。Circos 样本和物种图描述样本与物种的对应关系,它不仅可以显示每个样本的优势种及其所占比例,还可以反映每个优势种在不同样本中的分布比例。由图 5 和图 6 可知,两组管壁生物膜样本中的优势菌群基本相同,主要有放线菌门(*Actinobacteriota*)、变形菌门(*Proteobacteria*)、噬热球菌门(*Deinococcota*)、拟杆菌门(*Bacteroidota*)、疣微菌门(*Verrucomicrobiota*)、硝化螺旋菌门(*Nitrospirota*)、骸骨细菌门(*Patescibacteria*)等。但两者优势菌门的丰度不同,M1 和 N1 中放线菌门所占的比例最大,分别为 58% 和 63.9%;其次是变形菌门,所占比例分别为 38.9% 和 32.2%;能促进硝化作用的硝化螺旋菌门的丰度也有所差异,分别为 0.2% 和 0.84%。

为更好地评估两组装置管壁生物膜中微生物的物种丰度差异的显著性水平,采用 R 语言工具和费舍尔精确检验比较两个样本的物种丰度差异性,得到门水平上的群落 Heatmap 热图和费舍尔精确检验比较柱形图,如图 7 和图 8 所示。图 8 中的 Y 轴表示门分类水平下的物种名,相应的柱子代表了在各样本中该物种的相对丰度,中间区域是设定的置信区间,圆点所对应的数值表示该物种在两样本中相对丰度的差值,其颜色显示为物种丰度占比较大的样本颜色,圆点上的 I 型区间为差值的上下限值,最右边为 P 值,其中*代表 $0.01 < P \leq 0.05$ 、**代表 $0.001 < P \leq 0.01$ 、***代表 $P \leq 0.001$ 。

由图 7 和图 8 可知,在两样本中放线菌门和变形菌门的丰度均较高,其中 M1 的放线菌门高于 N1,而变形菌门在 N1 中丰度较高。同时 M1 中的硝化螺旋菌门也具有更高的丰度,这也能印证 2.2.4 节的结果,高浓度的 NH_4^+-N 可以通过促进硝化螺旋菌门的生长繁殖从而导致 M 装置中的硝化作用更强。由此可知,原水水质可以影响管壁生物膜中的微生物群落结构,另外微生物又同时会对管道中的水质产生影响,即管壁微生物群落结构受到了水中 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 、DO、 COD_{Mn} 等因素的综合调控^[11],而生物膜中各菌门的丰度高低也会影响原水在备用过程中的水质变化。两样本中不同菌门丰度的差异主要体现在优势菌门上,随着其他菌门在样本中所占比例的下降,相应丰度的差异也不再明显。

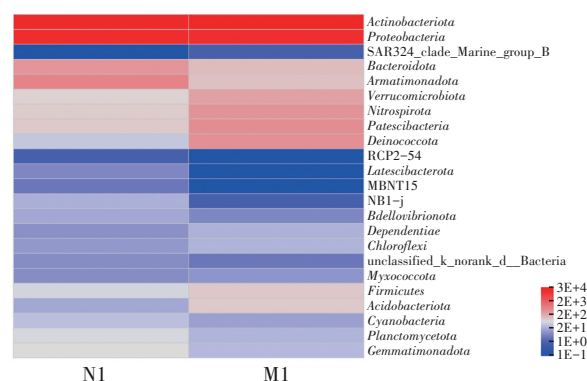


图7 管壁生物膜群落的热图(门水平)

Fig.7 Heatmap of microbial community of pipe wall biofilms (phylum level)

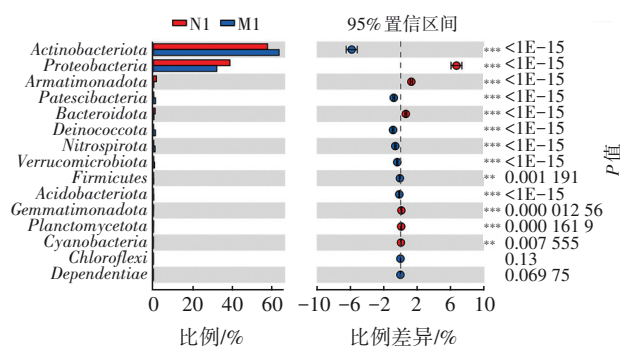


图8 管壁生物膜的费舍尔精确检验比较柱形图(门水平)

Fig.8 Comparative column chart of Fischer exact test of pipe wall biofilms (phylum level)

3 结论

① 在备用状态下,两种不同水源水的 DO 浓度都有明显的下降趋势,由于 N 装置中的水质较 M 装置更优且初始 DO 浓度更高,其 DO 的衰减时间明显长于 M 装置。两种水源水都处在化学不稳定状态,且水体都具有严重的腐蚀性,因此两组装置出水的 pH、钙硬度和总碱度相较于进水均有大幅度的上升。M 装置对 UV_{254} 和 COD_{Mn} 的去除率都高于 N 装置,前者的去除率分别为 22.9% 和 27.8%,后者分别为 21.4% 和 24.6%;两个装置进水浊度都较低,浊度的下降幅度不大且两者的差异较小,去除率在 50%~60% 之间;水质相对较差且 NH_4^+-N 浓度相对较高的 M 装置中硝化作用更强, NO_3^--N 生成率为 23.4%,而 N 装置为 16.2%。总体来说,较好的原水水质条件下 DO 衰减至 2 mg/L 所需的时间明显延长,但装置对原水的净化作用会稍弱。

② 两组装置出水的 HPC 数量较进水都有大幅度的上升,且由于 N 装置的备用时间更长,因此其

出水中的HPC数量较高,但由于M水源水的水质相比较差,且有机物和氨氮水平均高于N水源水,因此M装置中管壁生物膜的HPC和AOB数量均高于N装置。

③ 两种不同水质的原水所培养出来的管壁生物膜样本中优势菌门的种类基本一致,但各个菌门的丰度有所不同,丰度较高的菌门在两个样本中所占的比例差异较大,而丰度较低的菌门差别不大。较高浓度的氨氮有利于提高硝化螺旋菌门的丰度,从而促进管道内的硝化作用。良好的水质可以提高管道内的微生物多样性,更有利于原水管道内的生态系统趋于稳定。

参考文献:

- [1] PARK S, SAHLEH V, JUNG S. A system dynamics computer model to assess the effects of developing an alternate water source on the water supply systems management [J]. *Procedia Engineering*, 2015, 119: 753-760.
- [2] ADAPA S, BHULLAR N, DE SOUZA S V. A systematic review and agenda for using alternative water sources for consumer markets in Australia [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 124: 14-20.
- [3] DOUTERELO I, BOXALL J B, DEINES P, *et al.* Methodological approaches for studying the microbial ecology of drinking water distribution systems [J]. *Water Research*, 2014, 65: 134-156.
- [4] 李星,刘扬阳,杨艳玲,等. 臭氧对管道生物膜净水效能的影响 [J]. *北京工业大学学报*, 2015, 41(6): 912-918.
LI Xing, LIU Yangyang, YANG Yanling, *et al.* Influence of ozone on water purification efficiency by biofilm in the pipeline [J]. *Journal of Beijing University of Technology*, 2015, 41(6): 912-918 (in Chinese).
- [5] LU P P, ZHANG X J, ZHANG C Q, *et al.* Biostability in distribution systems in one city in southern China: characteristics, modeling and control strategy [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2014, 26(2): 323-331.
- [6] 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: 15347-15359.
- [7] LUO J H, LIANG H, YAN L J, *et al.* Microbial community structures in a closed raw water distribution system biofilm as revealed by 454-pyrosequencing analysis and the effect of microbial biofilm communities on raw water quality [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 148: 189-195.
- [8] 张馨怡,魏东斌,杜宇国. 再生水水质稳定性评价指标与体系 [J]. *环境科学*, 2022, 43(2): 586-596.
ZHANG Xinyi, WEI Dongbin, DU Yuguang. Evaluation parameters and system for reclaimed water quality stability [J]. *Environmental Science*, 2022, 43(2): 586-596 (in Chinese).
- [9] 陈曦. 给水管道水泥砂浆内衬腐蚀影响因素及其对水质的影响 [D]. 天津: 天津大学, 2014.
CHEN Xi. The Influence Factors of Cement Mortar Lining Corrosion and the Impact on Water Quality in Water Distribution System [D]. Tianjin: Tianjin University, 2014 (in Chinese).
- [10] 周正协,陈卫,许航,等. 原水输送管道生物膜的生长及其对硝化作用的影响 [J]. *中国给水排水*, 2018, 34(13): 48-52, 57.
ZHOU Zhengxie, CHEN Wei, XU Hang, *et al.* Biofilm formation and its effect on nitrification in raw water distribution pipeline [J]. *China Water & Wastewater*, 2018, 34(13): 48-52, 57 (in Chinese).
- [11] 黄廷林,邸诗雨,张海涵,等. 西安市典型景观水体水质与微生物种群结构多样性 [J]. *应用与环境生物学报*, 2014, 20(4): 697-703.
HUANG Tinglin, DI Shiyu, ZHANG Haihan, *et al.* Water quality and diversity of microbial community structure of Xi'an typical scenic water bodies [J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2014, 20(4): 697-703 (in Chinese).

作者简介:许航(1981-),男,安徽庐江人,博士,教授,主要从事城市节水与污水安全再利用、饮用水安全保障、水处理膜材料研发等方面的科研工作。

E-mail:xuhang810826@hhu.edu.cn

收稿日期:2021-09-27

修回日期:2022-04-10

(编辑:刘贵春)