

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.11.009

# 夏季过夜滞留诱导室内管道饮用水细菌增殖特征

张海涵<sup>1,2</sup>, 刘祥<sup>1,2</sup>, 徐磊<sup>1,2</sup>, 黄廷林<sup>1,2</sup>

(1. 西安建筑科技大学环境与市政工程学院 陕西省环境工程重点实验室, 陕西 西安 710055; 2. 西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 陕西 西安 710055)

**摘要:** 针对室内饮用水管道过夜滞留水水质的恶化问题,开展了系统性研究。6月—8月期间,每月对室内饮用水管道新鲜水与滞留水水质进行检测,采用流式细胞仪与三磷酸腺苷(ATP)对细菌数量及生物活性进行分析。结果表明,过夜滞留饮用水安全风险加剧,余氯浓度显著下降。6月、7月、8月滞留水 $\text{NO}_2^-$ -N浓度范围分别为0~0.006、0~0.009和0~0.012 mg/L。相较于新鲜水,滞留水6月、7月、8月Fe浓度分别增加1.33、1.63和6.00倍。经过滞留之后,细菌数和ATP浓度显著增加。滞留水总细菌数分别为 $1.41 \times 10^5$ 、 $1.23 \times 10^5$ 和 $2.82 \times 10^5$  cells/mL,细菌总ATP浓度和胞内ATP浓度分别为 $7.97 \times 10^{-12}$ 、 $3.91 \times 10^{-12}$ 、 $12.80 \times 10^{-12}$  g/mL和 $7.15 \times 10^{-17}$ 、 $4.74 \times 10^{-17}$ 、 $4.48 \times 10^{-17}$  g/cell。结构方程模型分析表明,在滞留水和新鲜水中,温度对细菌数量与活性均起到显著正相关作用。滞留之后Fe对细菌数量的相关性由负相关转变为正相关,而细菌数量对细菌活性的正相关作用减弱。

**关键词:** 室内饮用水管道; 过夜滞留; 细菌增殖; 代谢活性; 结构方程

**中图分类号:** TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)11-0057-08

## Characteristics of Bacterial Growth in Indoor Drinking Water Pipe Induced by Summer Overnight Stagnation

ZHANG Hai-han<sup>1,2</sup>, LIU Xiang<sup>1,2</sup>, XU Lei<sup>1,2</sup>, HUANG Ting-lin<sup>1,2</sup>

(1. Shaanxi Key Laboratory of Environmental Engineering, School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China;  
2. Northwest China Key Laboratory of Water Resource and Environment Ecology, Xi'an 710055, China)

**Abstract:** This paper systematically investigated the deterioration of overnight water quality in indoor drinking water pipe. From June to August, the monthly testing of fresh and stagnant water in indoor drinking water pipe was conducted, and the cell count and biological activity of bacteria were analyzed using flow cytometry and adenosine triphosphate (ATP). The risk of drinking water safety escalated after overnight stagnation. The residual chlorine in drinking water decreased significantly following stagnation. In June, July, and August, the nitrite nitrogen ranged from 0 mg/L to 0.006 mg/L, 0 mg/L to 0.009 mg/L, and 0 mg/L to 0.012 mg/L, respectively. In comparison to fresh water, the concentration of Fe in stagnant water increased by 1.33 times, 1.63 times and 6.00 times in June, July, and August respectively. Following

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51978561、51979217); 陕西省重点研发创新链项目(2019ZDLSF06-03); 陕西高校青年创新团队项目(No.21JP061); 陕西高校青年创新团队项目(2020)

通信作者: 张海涵 E-mail: zhanghaihan@xauat.edu.cn

stagnation, there was a significant increase in cell count and ATP concentration. The total bacterial cell counts in stagnant water were  $1.41 \times 10^5$  cells/mL,  $1.23 \times 10^5$  cells/mL and  $2.82 \times 10^5$  cells/mL, respectively. The total ATP concentration of bacteria and their intracellular ATP concentration were  $7.97 \times 10^{-12}$  g/mL,  $3.91 \times 10^{-12}$  g/mL,  $12.80 \times 10^{-12}$  g/mL and  $7.15 \times 10^{-17}$  g/cell,  $4.74 \times 10^{-17}$  g/cell,  $4.48 \times 10^{-17}$  g/cell, respectively. The structural equation model analysis revealed a significant positive correlation between temperature and the abundance and activity of bacteria in both stagnant water and fresh water. After stagnation, the relationship between Fe and bacterial cell counts shifted from negative to positive, while the positive correlation between bacterial cell counts and bacterial activity was attenuated.

**Key words:** indoor drinking water pipe; overnight stagnation; bacterial proliferation; metabolic activity; structural equation

随着生活质量的提高,饮用水安全问题因涉及到居民健康而备受关注。室内管道作为供水环节的末端,是居民接触饮用水最重要的环节之一<sup>[1]</sup>。针对饮用水管道系统水质安全已有较多研究,包括消毒副产物的危害、铁的腐蚀和细菌的再生等<sup>[2]</sup>。实际上,饮用水中存在庞大而复杂的微生物系统<sup>[1-2]</sup>。Ji等人<sup>[3]</sup>对美国东部5家自来水公司所安装的标准化饮用水管道设备进行了研究,检测出3个古菌门和37个细菌门,并且有典型的机会致病菌(OPPPs)被检出,例如军团菌属(*Legionella* sp.)、分支杆菌属(*Mycobacterium* sp.)以及假单胞菌属(*Pseudomonas* sp.)。在实际饮用水管道系统中,军团菌属、分支杆菌属和假单胞菌属等机会致病菌的再生会对居民健康产生严重威胁<sup>[4]</sup>。

目前,国内外学者已对管道饮用水中细菌再生的影响因素进行了深入研究,包括温度、管材、水源水切换、长距离输水和滞留时间等<sup>[5-7]</sup>。饮用水在管道中的滞留是不可避免的,而滞留为细菌再生创造了条件。Ling等人<sup>[5]</sup>对由于滞留而导致的饮用水中微生物聚集现象进行了研究,发现饮用水在起始余氯浓度为2.0 mg/L的条件下,经过6 d滞留后细菌浓度由起初的1 000 cells/mL增加至 $7.8 \times 10^5$  cells/mL。Zlatanović等人<sup>[6]</sup>对滞留时间与温度对饮用水水质影响的研究中发现,温度与水体滞留时间均能对饮用水水质产生显著影响。夜间饮用水在管道中滞留6~8 h,夏季较高的温度给过夜滞留水中细菌的再生提供了适宜环境。然而,对夏季室内实际饮用水管道过夜滞留水体细菌增殖的研究尚不完善。

鉴于此,笔者在夏季6月—8月采集了室内饮用水管道中过夜滞留水与新鲜水,通过分析夏季过夜

滞留驱动下管道水体水质与细菌再生的变化特征,探明水质、细菌数与细菌活性之间的偶联机制,旨在为饮用水安全防护提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 采样地概况及水样的采集

以用户室内管网末端水龙头出水为研究对象,选取6个不同的建筑物作为采样点,于6月—8月每月采集1次样品进行监测。所有采样点饮用水均来自西安市某自来水厂,水源来自饮用水水源水库。所选取室内管道均为铸铁管,水龙头采用不锈钢或铁质并且均以 $\text{Cl}_2$ 作为消毒剂。每月1日进行采样,具体采样方法如下:采样前一晚封闭水龙头保证水体滞留7 h以上,于第2日06:00进行采集,缓慢打开水龙头,取1.5 L过夜滞留水。随后,将水龙头阀门开至最大,5 min后(约45 L)接取1.5 L饮用水作为新鲜水样,该新鲜水即为管道中的日常水<sup>[4,6,8]</sup>。将收集好的饮用水样品于1 h内运往实验室保存于4℃冰箱中。

### 1.2 分析项目及方法

水温、pH采用pH仪进行现场测定;总有机碳(TOC)采用总有机碳分析仪进行检测;水中总余氯和自由氯采用N,N-二乙基对苯二胺(DPD)分光光度法测定;将水样用1%浓硝酸酸化后,采用原子吸收光谱仪测定总铁;采用N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定亚硝态氮浓度;采用铬酸钼分光光度法测定硫酸盐浓度;采用流式细胞技术(FCM)和SYBR Green I染色剂检测总细菌数<sup>[9]</sup>。采用生物化学发光仪配合ATP试剂检测饮用水中细菌总ATP和胞内ATP<sup>[2]</sup>。每个样品测定三次,结果取平均值。

## 2 结果与讨论

### 2.1 温度与pH的变化规律

6月—8月采样地室外最高气温的跨度分别为22~39、24~40、25~37℃,最低温度的跨度分别为16~22、18~25、15~24℃。新鲜水和滞留水水体温度的变化如图1所示。可知,6月—8月,新鲜水和滞留水的水体温度逐渐升高,新鲜水的平均温度分别为18.5、20.6、21.3℃,滞留水的平均温度分别为23.0、24.4、29.3℃。3次取样滞留水与新鲜水的平均温差分别为4.5、3.8和8.0℃。过夜滞留后水体温度显著升高,且8月温差达到最大。有研究表明,室内管道水体温度与室内温度存在正相关关系<sup>[10-11]</sup>。

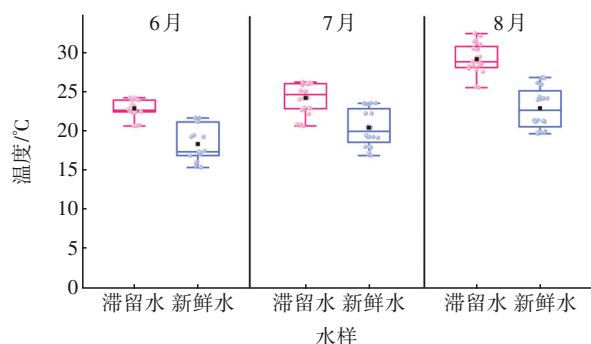


图1 6月—8月新鲜水和滞留水水体温度的变化

Fig.1 Change of temperature in fresh and stagnant water from June to August

6月—8月滞留水的平均pH分别为7.60、7.38和7.32,新鲜水的分别为7.63、7.43和7.41。总体来看,pH符合《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2006)的限值(6.5~9.5)。滞留水的pH受多种因素的影响,如消毒剂种类和管道材质<sup>[7,12]</sup>。本研究选取的采样点是以 $\text{Cl}_2$ 为消毒剂的室内铸铁管道系统, $\text{Cl}_2$ 溶于水产生 $\text{HOCl}$ 和 $\text{HCl}$ ,而 $\text{HOCl}$ 在滞留过程中会衰减产生 $\text{OCl}^-$ 和 $\text{H}^+$ ,可导致滞留期间管道饮用水的pH降低<sup>[13]</sup>。另外,余氯会导致金属管材腐蚀生成 $\text{FeCl}_2$ 和 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , $\text{FeCl}_2$ 能够发生水解产生 $\text{H}^+$ 和 $\text{Fe}(\text{OH})_2$ ,同样会造成滞留水的pH下降<sup>[14]</sup>。Masters等人<sup>[12]</sup>的研究得出了类似结果,其指出在以氯气为消毒剂的铁质管道供水系统中,水体pH在滞留初期(1 d)维持稳定状态,随后pH略有下降,这可能与其在滞留过程中微生物呼吸作用引起 $\text{CO}_2$ 增加有关;同时,该研究还指出在以氯胺为消毒剂的PVC与铁质管道供水系统中,饮用水的pH均随滞留时

间的增加而显著降低,这可能是由于在氯胺系统中硝化作用将氨完全氧化过程中产生酸造成的。然而,Liu等人<sup>[7]</sup>的研究表明,铸铁供水管道中水体滞留18 h后pH由7.10增至8.08,并指出在流动条件下,pH虽略有升高,但并不明显。该结论与本研究结果存在差异,分析原因可能是管道与空气接触发生吸氧腐蚀,阴极产生 $\text{OH}^-$ ,导致水体pH升高<sup>[15]</sup>。另外,pH的降低破坏了Fe的稳定性,增加了Fe释放的风险,pH对机会致病菌和其他细菌的存在水平影响明显,较低的pH会促进细菌生长<sup>[16]</sup>。

### 2.2 总氯和自由氯的演替规律

6月—8月新鲜水和滞留水余氯的变化如图2所示。由图2(a)可知,6月—8月滞留水的自由氯浓度呈下降趋势,分别为0.11、0.05和0.05 mg/L,而新鲜水自由氯浓度分别为0.24、0.11和0.09 mg/L。经过一夜滞留后自由氯浓度显著下降。7月和8月,部分采样点的滞留水自由氯浓度已经低于《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2006)的限值(0.05 mg/L)。因此,滞留所造成的氯衰减问题应当引起重视。

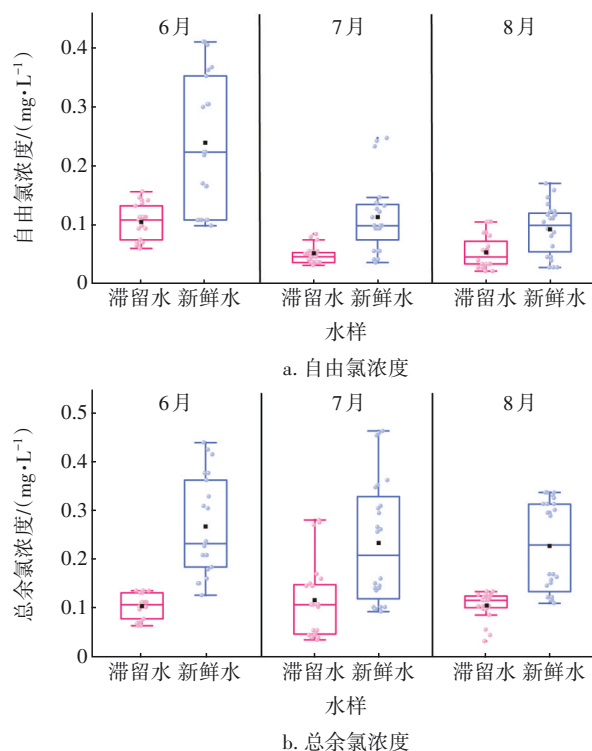


图2 6月—8月新鲜水和滞留水余氯的变化

Fig.2 Change of residual chlorine concentration in fresh and stagnant water from June to August

由图2(b)可知,6月—8月滞留水总余氯浓度分别为0.11、0.12和0.11 mg/L,而新鲜水的总余氯浓



度分别为0.27、0.23和0.23 mg/L。总余氯浓度在滞留期间显著下降。管道滞留水的平均总余氯浓度保持在0.11~0.12 mg/L之间,而相较于6月,新鲜水在8月的总余氯浓度降低14.81%。有报道指出,温度、pH、滞留时间和TOC都会对氯浓度产生影响<sup>[2,5-6,8,17]</sup>。其中,较低的pH和较高的温度加快了管道中氯的衰减速率。在滞留状态下,由于微生物和有机物的入侵,残余氯会随着时间的推移而衰减<sup>[17]</sup>。

### 2.3 其他水质化学参数的变化规律

6月—8月新鲜水和滞留水 $\text{NO}_2^-$ -N浓度的变化见图3。可知,6月—8月新鲜水的 $\text{NO}_2^-$ -N浓度普遍低于检测限。6月,滞留水中仅有2个采样点检出 $\text{NO}_2^-$ -N,而7月和8月的滞留水中有4个采样点检测出 $\text{NO}_2^-$ -N。6月、7月、8月滞留水中 $\text{NO}_2^-$ -N浓度分别为0~0.006、0~0.009和0~0.012 mg/L。可见,滞留期间可能存在 $\text{NO}_2^-$ -N的积累,且 $\text{NO}_2^-$ -N的积累在6月—8月逐渐增大。余健等人<sup>[18]</sup>研究了不同温度条件下管道饮用水滞留24 h后 $\text{NO}_2^-$ -N浓度的变化,发现在30℃条件下 $\text{NO}_2^-$ -N积累最明显,这可能与水温有关。饮用水在管道滞留期间,部分功能微生物可以将蛋白质分解为氨氮,并通过硝化细菌将其转化为硝酸盐和亚硝酸盐,同时释放硝酸盐还原酶,硝酸盐还原酶可作用于硝酸盐使其还原为亚硝酸盐,从而促进了亚硝酸盐的积累<sup>[19]</sup>。亚硝态氮具有致癌性,并且对新生儿的健康有严重影响。因此,饮用水管道滞留水体中亚硝态氮的积累需要特别关注。

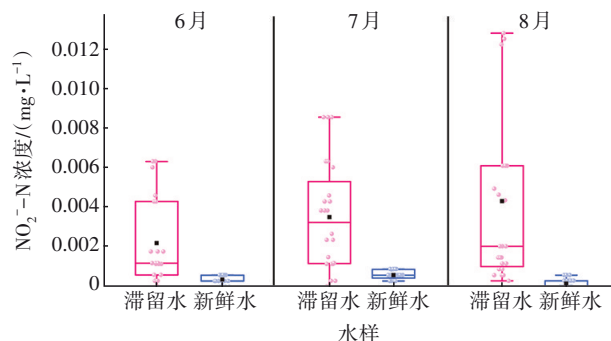


图3 6月—8月新鲜水和滞留水 $\text{NO}_2^-$ -N浓度的变化

Fig.3 Change of  $\text{NO}_2^-$ -N concentration in fresh and stagnant water from June to August

6月—8月新鲜水和滞留水Fe浓度的变化如图4所示。可知,6月、7月、8月新鲜水中Fe浓度平均

值分别为0.03、0.08和0.03 mg/L,而滞留水的平均值分别为0.07、0.21和0.21 mg/L,滞留后Fe浓度分别增长了1.33、1.63和6.00倍。可见,7月和8月室内管道饮用水滞留前后Fe浓度差异显著。其中,7月和8月均有2个滞留水样的Fe浓度超过《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2006)限值(0.3 mg/L)。Fe在饮用水中的存在形式包括金属Fe、 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 胶体、 $\text{Fe}^{2+}$ 和 $\text{Fe}^{3+}$ 。Yang等<sup>[20]</sup>研究表明,Fe浓度增加会引发饮用水体锈味的产生和色度的加剧。另外,饮用水管道中铁细菌会在高Fe浓度下大量繁殖,使水体更加浑浊。Fe在管道中的稳定性受到多种因素的影响,包括 $\text{Cl}^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、溶解性有机物(DOM)和pH<sup>[7]</sup>。其中,低pH及高浓度 $\text{Cl}^-$ 和 $\text{SO}_4^{2-}$ 会破坏饮用水管道中Fe的稳定,而DOM可以将 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 胶体还原为可溶的 $\text{Fe}^{2+}$ 。为了进一步探究滞留期间Fe释放的影响因素,对 $\text{SO}_4^{2-}$ 与TOC浓度进行检测。

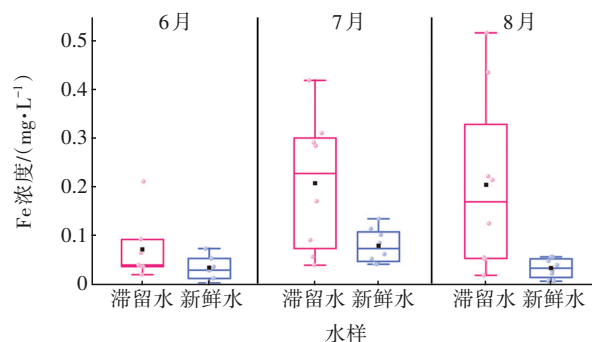


图4 6月—8月新鲜水和滞留水Fe浓度的变化

Fig.4 Change of Fe concentration in fresh and stagnant water from June to August

6月、7月、8月新鲜水的 $\text{SO}_4^{2-}$ 平均浓度分别为13.69、13.76、10.04 mg/L,滞留水的分别为14.44、15.09、11.59 mg/L。相较于新鲜水,7月和8月滞留水的 $\text{SO}_4^{2-}$ 浓度显著升高。饮用水中的硫酸盐大多来自于原水,只有少量来自于水处理药剂。Zhang等人<sup>[8]</sup>发现,饮用水管道中存在*Acetobacteraceae*、*Hyphomicrobiaceae*和*Rhodobacteraceae*,这些细菌在有氧条件下可以将硫化物氧化为硫酸盐。 $\text{SO}_4^{2-}$ 是促进铁释放的重要影响因素。孙慧芳等人<sup>[21]</sup>发现,当 $\text{SO}_4^{2-}$ 浓度>50 mg/L时, $\text{SO}_4^{2-}$ 可以促进Fe的释放。而在本研究中,滞留状态下低浓度的 $\text{SO}_4^{2-}$ 也有可能促进饮用水管道中Fe的释放。 $\text{SO}_4^{2-}$ 可以作为硫酸盐还原菌的营养物质,通过还原作用生成的 $\text{S}^{2-}$ 与金属阳极产生的 $\text{Fe}^{2+}$ 结合生成FeS沉淀,从而促进金

属的腐蚀。

6月—8月新鲜水和滞留水TOC浓度的变化如图5所示。可知,6月、7月、8月新鲜水的TOC平均浓度分别为1.41、1.99和2.51 mg/L,滞留水的分别为1.31、1.91和2.41 mg/L,TOC浓度在滞留后略有下降但差异不显著。新鲜水和滞留水的TOC浓度在6月—8月均呈升高趋势,这可能是由于6月—8月水源水库稳定的水动力条件及充足的营养盐为藻类的繁殖提供了有利条件,而适宜的光照条件和水温的升高促进了藻类大量繁殖,在此期间水厂经过混凝和消毒处理后,藻源有机物从破碎的藻细胞内释放到水体中,致使水体TOC浓度升高,并作为消毒副产物(DBPs)的前体物增加了饮用水安全风险。另外,细菌的生长和繁殖受到有机物浓度和种类的影响<sup>[22]</sup>。据报道<sup>[23]</sup>,饮用水系统中生物可同化有机碳(AOC)占TOC的0.1%~8.5%,AOC为细菌的再生提供营养物质。伴随着夏季高温和长时间的滞留,水体中易出现有害病原菌的繁殖<sup>[6]</sup>。同时,有机物的存在增加了控制细菌所需的游离氯量。综上所述,对于夏季高TOC浓度条件下的饮用水安全应予以高度重视。

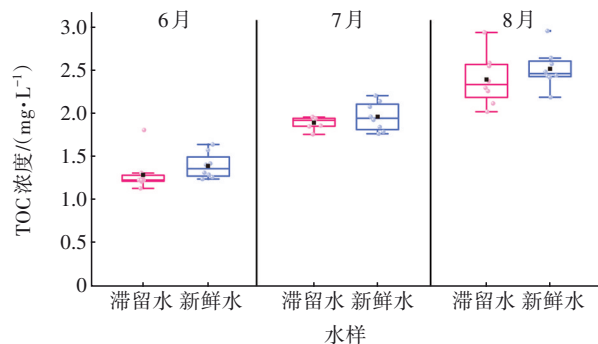


图5 6月—8月新鲜水和滞留水TOC浓度的变化

Fig.5 Change of TOC concentration in fresh and stagnant water from June to August

## 2.4 总细菌数和细菌活性的变化规律

室内饮用水管道新鲜水和滞留水中总细菌数的变化如图6所示。可知,6月、7月、8月新鲜水中平均总细菌数分别为 $0.91 \times 10^5$ 、 $0.68 \times 10^5$ 和 $1.21 \times 10^5$  cells/mL,而滞留水体中平均总细菌数分别为 $1.41 \times 10^5$ 、 $1.23 \times 10^5$ 和 $2.82 \times 10^5$  cells/mL,滞留之后总细菌数分别增长了55%、81%和1.33倍。可见,夏季过夜滞留后各采样点总细菌数均显著增加。8月滞留前后总细菌数最高,滞留之后细菌增长倍数

也随着时间推移在8月达到最高,表明夏季室内饮用水管道水体在滞留之后细菌大量再生,这与Zlatanović等人<sup>[6]</sup>的研究结果一致。另外,使用期限较长的管道中会形成生物膜和沉积物积累,生物膜和沉积物中附着了大量微生物,滞留期间这些微生物向饮用水中释放也会造成滞留水中细菌数的增加<sup>[24]</sup>。有研究表明,机会致病菌数量与细菌数呈显著正相关关系,滞留诱发的细菌增殖明显增大了饮用水水质的安全风险<sup>[10]</sup>。

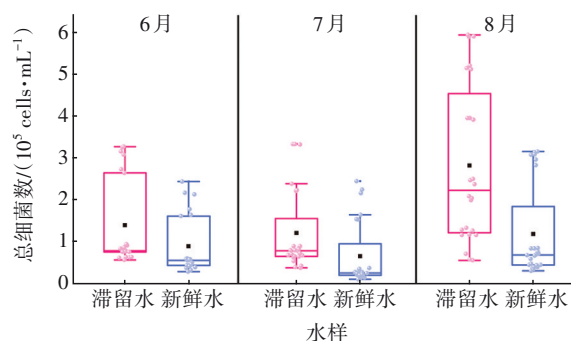


图6 6月—8月新鲜水和滞留水中总细菌数的变化

Fig.6 Change of total bacterial cell count in fresh and stagnant water from June to August

值得注意的是,存在一个采样点的总细菌数与其他采样点差异显著,6月、7月、8月其新鲜水中的平均总细菌数分别为 $1.97 \times 10^5$ 、 $1.94 \times 10^5$ 和 $3.04 \times 10^5$  cells/mL,滞留水的分别为 $3.02 \times 10^5$ 、 $2.80 \times 10^5$ 和 $4.54 \times 10^5$  cells/mL,这可能是由于该采样点的供水方式属于二次供水。有研究表明<sup>[25]</sup>,二次供水具有滞留时间长、残余氯低的特点,极易造成金属的浸出和沉积物的积累,其微生物安全风险高于集中供水,且二次供水系统中微生物的再生潜力在夏季更明显。

6月—8月新鲜水和滞留水中ATP的变化如图7所示。由图7(a)可知,6月、7月、8月新鲜水中平均总ATP浓度分别为 $3.67 \times 10^{-12}$ 、 $1.19 \times 10^{-12}$ 和 $4.96 \times 10^{-12}$  g/mL,而滞留水的分别为 $7.97 \times 10^{-12}$ 、 $3.91 \times 10^{-12}$ 和 $12.80 \times 10^{-12}$  g/mL,滞留之后各采样点细菌总ATP浓度均显著增加,且8月总ATP浓度显著高于6月和7月。由图7(b)可知,6月、7月、8月新鲜水中平均胞内ATP浓度分别为 $4.25 \times 10^{-17}$ 、 $2.35 \times 10^{-17}$ 和 $2.62 \times 10^{-17}$  g/cell,而滞留水的分别为 $7.15 \times 10^{-17}$ 、 $4.74 \times 10^{-17}$ 和 $4.48 \times 10^{-17}$  g/cell,分别增长68%、1.02倍和71%。细菌胞内ATP的增加说明细菌代谢活

性和细菌繁殖能力增强。6月—8月新鲜水中细菌胞内ATP浓度差异不显著( $P>0.05$ ),可能是由于在该温度范围内细菌处于较稳定的状态。而滞留后总ATP浓度和胞内ATP浓度均显著升高,这主要是由于总细菌数的增加导致的。Ahmad等人<sup>[26]</sup>证实了细菌数与温度具有正相关关系,较高的温度在诱导细菌增殖的同时也会刺激细菌ATP的增加。Zlatanović等人<sup>[6]</sup>发现,夏季新鲜水总ATP浓度为 $5\times 10^{-12}$  g/mL,滞留96 h后细菌总ATP浓度增长了2倍。可见,夏季过夜滞留会造成室内管道饮用水中细菌活性增强。

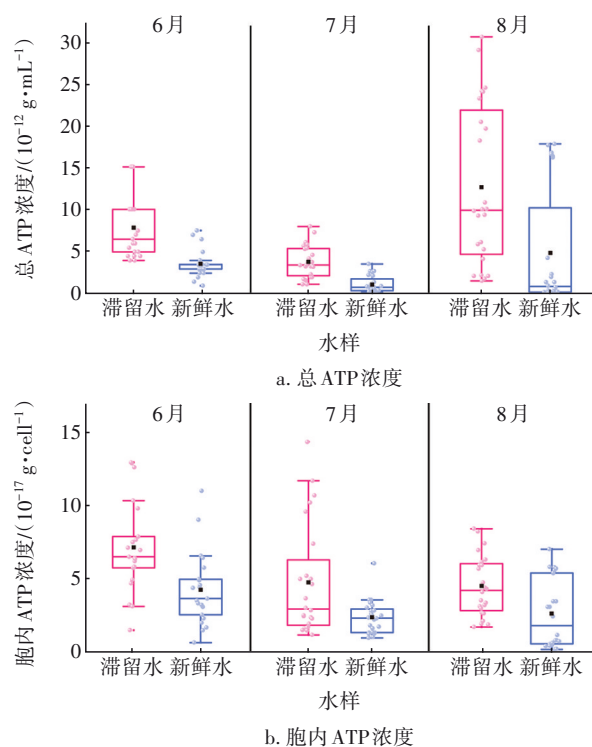


图7 6月—8月新鲜水和滞留水中ATP的变化

Fig.7 Change of ATP in fresh and stagnant water from June to August

## 2.5 管道饮用水水质与生物量的相关性分析

结构方程模型是一种将多个模块联合起来以实现多元关系进行建模的统计模型。结构方程模型通常被用于解析环境因子、细菌数、细菌种群结构、细菌活性、碳源代谢能力和基因丰度等多因子的直接与间接关系<sup>[8]</sup>。利用结构方程模型对滞留水和新鲜水水质与生物量的相关性进行讨论,将其划分为5个模块,分别为温度、金属(Fe)、环境因子(总氯、余氯、 $\text{NO}_2^-$ -N、 $\text{SO}_4^{2-}$ 和TOC)、细菌活性(总ATP和胞内ATP)和细菌数,结果如图8所示(线宽

表示路径系数的大小;红色线表示正相关,黑色线表示负相关;\*表示 $P<0.05$ ,\*\*表示 $P<0.01$ ,\*\*\*表示 $P<0.001$ )。温度在滞留水和新鲜水环境中同为最重要的影响因素。在新鲜水中,温度对细菌数(路径系数=0.44)和细菌活性(路径系数=0.169)均有正向影响,而在滞留水中温度对细菌数(路径系数=0.994)和细菌活性(路径系数=0.823)的影响更强烈。在新鲜水与滞留水中,温度对其他环境因子都呈现较强的负相关,这是因为较高的温度促进了氯的消散,同时也通过促进细菌增殖间接导致TOC衰减。另外,金属的影响在新鲜水和滞留水中存在差异。在新鲜水中,金属浓度与细菌数(路径系数=-0.161)呈负相关,而经过滞留之后,金属浓度的增加促进了细菌数量的增加(路径系数=0.339)。

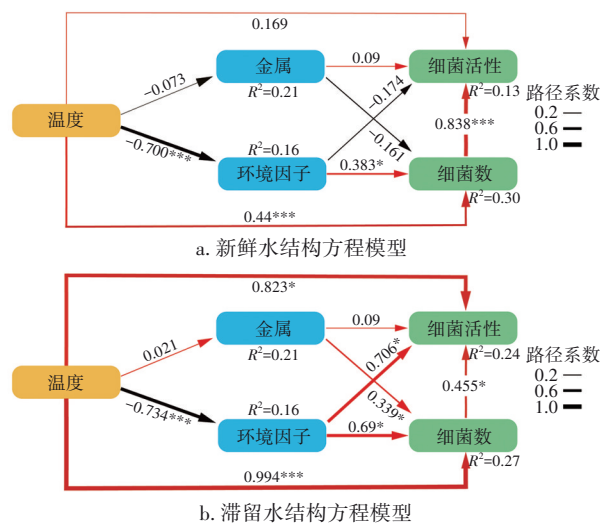


图8 6月—8月新鲜水和滞留水中水质参数结构方程模型

Fig.8 Structural equation model of water quality parameters in fresh and stagnant water from June to August

有趣的是,在新鲜水中细菌数对细胞活性的相关作用最大(路径系数=0.838),而经过滞留之后细菌数对细菌活性的相关性反而降低(路径系数=0.455),这可能是由于滞留期间高核酸细胞在室内管道环境中大量再生<sup>[2,6,27]</sup>。流式细胞技术基于细胞荧光特性(FL1)和侧散射光(SSC)的不同可以将细胞分成高核酸(HNA)细胞和低核酸(LNA)细胞。Wang等人<sup>[28]</sup>的研究结果表明,HNA细胞的胞内ATP浓度为 $15.5\times 10^{-17}$  g/cell,而LNA细胞的胞内ATP为 $1.2\times 10^{-17}\sim 3.2\times 10^{-17}$  g/cell。

Zlatanović等人<sup>[6]</sup>揭示了HNA细菌群落的变化



和细菌数目的增加可能是夏季实验滞留样品中ATP浓度升高的原因之一。而Liu等人<sup>[29]</sup>的研究同样指出,当ATP浓度大于 $3 \times 10^{-12}$  g/mL时,总细胞数与ATP浓度存在相关性,而HNA细菌数量的增加可能与水体ATP浓度增加有关。饮用水在管网系统的输送和滞留过程中HNA细胞数和HNA占总细胞数的比例均增大,进而引起细菌平均胞内ATP浓度的增加<sup>[2,27]</sup>。胞内ATP浓度和总细菌数共同作用于总ATP浓度,这可能造成了滞留之后总细菌数对ATP浓度的贡献下降。

### 3 结论

① 夏季过夜滞留显著提高了室内管道饮用水的水温,并造成了水质恶化。经过一夜滞留之后,自由氯与总氯浓度显著下降。滞留期间部分采样点存在 $\text{NO}_2^-$ -N积累。相较于新鲜水,滞留水6月、7月、8月Fe浓度分别增加1.33、1.63和6.00倍,其中8月份变化最为显著。新鲜水的TOC浓度在6月—8月逐渐增加,但在滞留后各月TOC浓度均下降。

② 夏季室内管道饮用水总细菌数在滞留之后显著增加,6月—8月分别增加了55%、81%和1.33倍,其中二次供水采样点滞留水体中总细菌数高于集中供水采样点,分别为 $3.02 \times 10^5$ 、 $2.80 \times 10^5$ 、 $4.54 \times 10^5$  cells/mL,二次供水在滞留后诱发的微生物风险高于集中供水;细菌总ATP浓度和胞内ATP浓度在滞留后也显著增加,夏季过夜滞留会造成室内管道饮用水中细菌活性的增强。

③ 温度是对整体环境影响最大的因子,温度的升高促进了氯的衰减并加速了TOC的消耗,同时在滞留水体中与细菌数和细菌活性具有显著正相关关系;新鲜水体中细菌数对细菌活性有正相关作用,但是滞留之后相关性减弱。

### 参考文献:

[1] TIAN Y M, LI J X, JIA S C, *et al.* Co-release potential and human health risk of heavy metals from galvanized steel pipe scales under stagnation conditions of drinking water[J]. *Chemosphere*, 2021, 267: 129270.

[2] LAUTENSCHLAGER K, BOON N, WANG Y Y, *et al.* Overnight stagnation of drinking water in household taps induces microbial growth and changes in community composition [J]. *Water Research*, 2010, 44 (17):

4868-4877.

- [3] JI P, PARKS J, EDWARDS M A, *et al.* Impact of water chemistry, pipe material and stagnation on the building plumbing microbiome[J]. *PLoS One*, 2015, 10 (10): e0141087.
- [4] HUANG J G, CHEN S S, MA X, *et al.* Opportunistic pathogens and their health risk in four full-scale drinking water treatment and distribution systems[J]. *Ecological Engineering*, 2021, 160: 106134.
- [5] LING F Q, WHITAKER R, LECHEVALLIER M W, *et al.* Drinking water microbiome assembly induced by water stagnation [J]. *ISME Journal*, 2018, 12 (6): 1520-1531.
- [6] ZLATANOVIĆ L, VAN DER HOEK J P, VREEBURG J H G. An experimental study on the influence of water stagnation and temperature change on water quality in a full-scale domestic drinking water system [J]. *Water Research*, 2017, 123: 761-772.
- [7] LIU J Q, SHENTU H B, CHEN H Y, *et al.* Change regularity of water quality parameters in leakage flow conditions and their relationship with iron release [J]. *Water Research*, 2017, 124: 353-362.
- [8] ZHANG H H, XU L, HUANG T L, *et al.* Indoor heating triggers bacterial ecological links with tap water stagnation during winter: novel insights into bacterial abundance, community metabolic activity and interactions [J]. *Environmental Pollution*, 2021, 269: 116094.
- [9] HAMMES F, BERNEY M, WANG Y Y, *et al.* Flow-cytometric total bacterial cell counts as a descriptive microbiological parameter for drinking water treatment processes [J]. *Water Research*, 2008, 42 (1/2): 269-277.
- [10] MOERMAN A, BLOKKER M, VREEBURG J, *et al.* Drinking water temperature modelling in domestic systems[J]. *Procedia Engineering*, 2014, 89:143-150.
- [11] ZLATANOVIĆ L, MOERMAN A, VAN DER HOEK J P, *et al.* Development and validation of a drinking water temperature model in domestic drinking water supply systems [J]. *Urban Water Journal*, 2017, 14 (10): 1031-1037.
- [12] MASTERS S, WANG H, PRUDEN A, *et al.* Redox gradients in distribution systems influence water quality, corrosion, and microbial ecology [J]. *Water Research*, 2015, 68: 140-149.
- [13] LEN S V, HUNG Y C, CHUNG D, *et al.* Effects of

- storage conditions and pH on chlorine loss in electrolyzed oxidizing (EO) water [J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2002, 50 (1): 209-212.
- [14] RAHMAN S, GAGNON G A. Bench-scale evaluation of ferrous iron oxidation kinetics in drinking water: effect of corrosion control and dissolved organic matter [J]. *Journal of Environmental Science and Health*, 2014, 49 (1): 1-9.
- [15] 姜峥嵘. 管道内腐蚀机理研究[J]. 全面腐蚀控制, 2021, 35(10): 162-166.
- JIANG Zhengrong. Study on internal corrosion mechanism of polymer flooding pipeline [J]. *Total Corrosion Control*, 2021, 35 (10): 162-166 (in Chinese).
- [16] 杨文畅, 李伟英, 黄圣洁, 等. 宾馆建筑热水系统内军团菌的存在水平及归趋研究[J]. 中国给水排水, 2021, 37(1): 34-39.
- YANG Wenchang, LI Weiying, HUANG Shengjie, *et al.* Level and trend of *Legionella* in hotel hot water system [J]. *China Water & Wastewater*, 2021, 37(1): 34-39(in Chinese).
- [17] BAUTISTA-DE LOS SANTOS Q M, CHAVARRIA K A, NELSON K L. Understanding the impacts of intermittent supply on the drinking water microbiome [J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 2019, 57: 167-174.
- [18] 余健, 王军, 许刚, 等. 输配水系统中硝化作用的影响因素研究[J]. 中国给水排水, 2009, 25 (19): 62-64.
- YU Jian, WANG Jun, XU Gang, *et al.* Factors influencing nitrification in water distribution system [J]. *China Water & Wastewater*, 2009, 25 (19): 62-64 (in Chinese).
- [19] RANTANEN P L, MELLIN I, KEINÄNEN-TOIVOLA M M, *et al.* The seasonality of nitrite concentrations in a chloraminated drinking water distribution system [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2018, 15(8): 1756.
- [20] YANG F, SHI B Y, BAI Y H, *et al.* Effect of sulfate on the transformation of corrosion scale composition and bacterial community in cast iron water distribution pipes [J]. *Water Research*, 2014, 59: 46-57.
- [21] 孙慧芳, 石宝友, 吴永丽, 等. 硫酸根、溶解氧和余氯对管垢铁释放的影响[J]. 中国给水排水, 2013, 29 (22): 58-63.
- SUN Huifang, SHI Baoyou, WU Yongli, *et al.* Effects of sulphate, dissolved oxygen and residual chlorine on iron release from cast iron pipes with different scale characteristics [J]. *China Water & Wastewater*, 2013, 29(22): 58-63(in Chinese).
- [22] PREST E I, HAMMES F, VAN LOOSDRECHT M C M, *et al.* Biological stability of drinking water: controlling factors, methods, and challenges [J]. *Frontiers Microbiology*, 2016, 7: 45.
- [23] PICK F C, FISH K E, BIGGES C A, *et al.* Application of enhanced assimilable organic carbon method across operational drinking water systems [J]. *PLoS One*, 2019, 14 (12): e0225477.
- [24] LIU G, ZHANG Y, KNIBBE W J. *et al.* Potential impacts of changing supply-water quality on drinking water distribution: a review [J]. *Water Research*, 2017, 116: 135-148.
- [25] HU D, HONG H R, RONG B, *et al.* A comprehensive investigation of the microbial risk of secondary water supply systems in residential neighborhoods in a large city [J]. *Water Research*, 2021, 205: 117690.
- [26] AHMAD J I, DIGNUM M, LIU G, *et al.* Changes in biofilm composition and microbial water quality in drinking water distribution systems by temperature increase induced through thermal energy recovery [J]. *Environmental Research*, 2021, 194: 110648.
- [27] FARHAT N, KIM L H, VROUWEBVELDER J S. Online characterization of bacterial processes in drinking water systems [J]. *npj Clean Water*, 2020, 3(1): 16.
- [28] WANG Y Y, HAMMES F, BOON N, *et al.* Isolation and characterization of low nucleic acid (LNA)-content bacteria [J]. *ISME Journal*, 2009, 3(8): 889-902.
- [29] LIU G, VAN DER MARK E J, VERBERK J Q, *et al.* Flow cytometry total cell counts: a field study assessing microbiological water quality and growth in unchlorinated drinking water distribution systems [J]. *BioMed Research International*, 2013. DOI: 10.1155/2013/595872.

作者简介: 张海涵(1981- ), 男, 陕西西安人, 博士, 教授, 主要研究方向为环境微生物学。

E-mail: zhanghaihan@xauat.edu.cn

收稿日期: 2021-11-15

修回日期: 2022-03-10

(编辑: 任莹莹)