

# 某市饮用水水质生物稳定性研究\*

刘文君 吴红伟 张淑琪 王占生 樊康平 张 弥

(清华大学环境科学与工程系, 北京 100084) (北京自来水公司水质科, 北京 100027)

**摘要** 研究某市的几个典型水厂的 AOC 和 BDOC 含量和其在处理工艺和管网中的变化规律, 以及对爆管管道取样作扫描电镜分析, 得到初步结论: ①水源水质较好的水厂其出厂水和管网水中 AOC 含量相对较低, 反之则高。②在饮用水中 AOC 与 BDOC 之比变化较大, 但大量数据统计结果表明平均约为 30% ~ 40%, 因此如果以 BDOC 作为饮用水生物稳定性的评价指标也是可以的。③常规给水处理工艺对 AOC 的去除效果波动较大, 大多数情况下低于 30%, 而活性炭对 AOC 去除效果较稳定, 约 30% ~ 60%, 多为 50% 以上。④AOC 在管网中的变化受氯化物和细菌活动的双重影响, 氯化物使 AOC 增加, 细菌活动使 AOC 减少。⑤爆管管道扫描电镜分析表明, 管道内壁并不平整, 孔隙较多, 有细菌生长。

**关键词** 饮用水, AOC, BDOC, 生物稳定性, 管网水质, 扫描电镜分析。

## Investigation of Bio-Stability of Certain City's Drinking Water\*

Liu Wenjun Wu Hongwei Zhang Shuqi Wang Zhansheng

(Department of Environmental Science and Technology, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Fan Kangping Zhang Mi

(Water Quality Division, Beijing Municipal Waterworks Company, Beijing 100027, China)

**Abstract** The paper investigated the assimilable organic carbon (AOC) and biodegradable dissolved organic carbon (BDOC) concentrations and their changes in water treatment process and distributions of several typical water plants in the certain city in China and took distribution pipe encrustation samples for Scan-Electron Microscope. Based on the study, the follows can be concluded: ①Better source water quality results in lower AOC concentrations, otherwise it does higher ones. ②The ratio of AOC to BDOC varies significantly. The mean value is around 30% ~ 40% based on the statistics, which demonstrate that BDOC can also be a assessment parameter for bacterial regrowth potential. ③AOC can be removed in less than 30% by conventional treatment process, whereas in 30% ~ 60%, mostly 50% ~ 60% by granular activated carbon (GAC). ④The change of AOC concentrations in distribution systems is affected by chlorine oxidation and bacterial activities: the former results in AOC increasing and the latter does AOC decreasing. ⑤The Scan-Electron Microscope of distribution pipe encrustation samples demonstrated that the pipe inner wall is not smooth, in which crevice exist and bacteria yield.

**Keywords** drinking water, AOC, BDOC, bio-stability scan-electron microscope analysis, distribution water quality.

饮用水中可生物降解有机物对饮用水水质的影响是目前国际给水处理界普遍关注的热点<sup>[1-6]</sup>。目前研究认为, 饮用水中存在的有机营养基质是异养细菌在管网中再生长 (after growth 或 regrowth) 的主要原因, 即使保持管网中较高余氯量也不能完全控制细菌生长。有研究在管网表面铁瘤和冲洗下来的颗粒沉淀物上已检出细菌种属达 21 种<sup>[6]</sup>, 我国也在某市管

网中检测到粘质沙雷氏菌和乙醇钙不动杆菌产碱亚种, 其中前者为条件致病菌。

目前饮用水中的细菌有机物营养基质以生物可同化有机碳 (Assimilable Organic Carbon,

\* 国家自然科学基金资助项目 (Project Supported by National Natural Science Foundation of China)

刘文君: 男, 30岁, 博士研究生

收稿日期: 1998-07-15

AOC)和可生物降解溶解性有机碳(Biodegradable Dissolved Organic Carbon, BDOC) 2项指标表示. 饮用水的生物稳定性一般以AOC含量来评价, 也有学者以BDOC含量评价<sup>[11]</sup>. 本研究对某市5个典型水厂水处理流程和管网中AOC和BDOC的含量在不同的季节进行了取样分析测定, 并对2处爆管管材进行取样作扫描电镜分析, 观察细菌生长情况.

## 1 试验方法

### 1.1 取样点的确定

选择某市5个典型水厂及其相应的管网进行现场取样分析. 5厂中3个为地表水源水厂[水厂1(水质较好)、2、3(水质较差)], 2个地下水水源水厂[水厂4(水质较好)、5(水质较差)]. 具有广泛的代表性. 于1996年冬天、1997年的春天、夏天和秋天取样.

### 1.2 AOC的测定方法

将待测水样在取样后6h以内进行巴氏灭菌(70℃, 30min), 以杀死植物细胞和无芽孢细菌. 然后接种P<sub>17</sub>菌于水样中培养2d, 取100μl水样进行平板计数. 再将接种P<sub>17</sub>后的水样巴氏灭菌, 以杀死P<sub>17</sub>细菌, 然后接种NOX菌株, 培养3d后进行平板计数. 根据产率系数确定有机营养物的含量即AOC. 因为此方法灵敏度高, 故所有玻璃器皿均需进行无碳化处理.

### 1.3 BDOC的测定

用悬浮培养28d法, 将待测水样经0.45μm膜过滤, 在滤后水中加入与待测水样同源的富

含细菌的水样作为接种液(此水样预先经2μm膜过滤以去除原生质、藻类等), 接种液与待测水样的比例为5%, 然后在20±1℃恒温培养28d, 测定培养前后的DOC(溶解性有机碳), 培养前后DOC之差值即为BDOC.

### 1.4 爆管管壁扫描电镜分析

在爆管后立即取下使用过的管子, 泡在无菌水中立即送中科院微生物所作样本预处理, 再进行扫描电镜分析并拍摄电镜照片.

## 2 AOC测定结果及分析

### 2.1 出厂水和管网水的AOC

表1及表2列出了5个水厂出厂水和相应的管网水、管网末梢水的AOC测定结果. 地表水厂1、2、3的AOC浓度依次增加, 地下水水厂1、2的AOC浓度相应增加, 而且以地表水厂1和地下水水厂1的AOC含量较低, 这与5个水厂的水源水质是一致的. 有研究<sup>[7,8]</sup>认为在保持适量余氯的条件下, 出厂水AOC浓度在50~100μg/L或不加氯时保持10~20μg/L时可以达到水质生物稳定(即不会引起细菌在其中生长). 根据这一标准, 5个水厂中只有2个水厂出水在冬春季节接近100μg/L, 也说明如果水源水质较好, 采用合适的处理工艺有可能达到这一标准.

### 2.2 AOC/BDOC

AOC一般作为管网中细菌生长潜力的评价指标, 而BDOC包括了异养细菌新陈代谢所需的物质和能量的来源, 一般作为水中可生物

表1 出厂水及管网中AOC/μg·L<sup>-1</sup>

水厂	出厂水				管网水				管网末梢水			
	冬	春	夏	秋	冬	春	夏	秋	冬	春	夏	秋
1	130		168	202	240	106	183	186	285	97	163	176
2	203	121	191	193	249	293	189	264	297	121	171	246
3	263	153	201	235	290	164	175	228		111	156	249
4	108	116	176	230	103	236	237	274	120	92	138	296
5	383	156	201	160	482	227	235	165	97	271	177	180

表2 饮用水中AOC占BDOC比例(括号内为平均值)

项目	水源水	出厂水	管网水	管网末梢水	总计
AOC/μg·L <sup>-1</sup>	73~487(266)	108~383(193)	103~482(230)	92~313(181)	73~487(222)
BDOC/mg·L <sup>-1</sup>	0.26~3.77(1.06)	0.1~2.94(0.76)	0.27~3.25(1.17)	0.16~2.92(0.96)	0.1~3.25(1.00)
AOC/BDOC/%	5.11~89.74(36.96)	5.44~65.16(30.23)	7.84~74.06(27.90)	3.98~86.25(33.42)	3.98~86.25(32.33)
数据个数	21	16	18	15	70

降解有机物总量的评价指标(少部分研究者也将 BDOC 作为评价异养细菌生长潜力的评价指标<sup>[10]</sup>). 因此不同特性的饮用水中 AOC 和 BDOC 的比例关系一直是国外研究者最感兴趣的问题之一<sup>[11]</sup>. 从本研究结果(表 2)看, 不同水源水、出厂水和管网水中 AOC 和 BDOC 的比值变化较大, 与国外研究结果类似<sup>[12]</sup>. 从平均值看, AOC 浓度约为 BDOC 的 1/3 左右, 说明 AOC 是 BDOC 的一部分. 证明采用 BDOC 作为异养细菌在管网中的生长潜力也是可以的.

### 2.3 AOC 在给水处理流程的变化

表 3 AOC 在给水处理流程的变化/ $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$

时间	工 艺	水厂 1			水厂 2			水厂 3		
		进水	出水	去除率/ %	进水	出水	去除率/ %	进水	出水	去除率/ %
冬	组合工艺 <sup>2)</sup>	221	130	41.17	305	203	33.44	298	263	11.74
春	组合工艺 <sup>2)</sup>	79 <sup>1)</sup>	41 <sup>1)</sup>	48.10	343	121	64.72	204	153	25
	常规工艺	323	167	48.30	219	202	7.76	259	191	26.25
夏	活性炭	167	115	31.13	202	103	49.01	191	108	43.46
	出厂水	115	168	增加 46.09	103	191	增加 85.43	108	201	增加 86.11
	常规工艺	350	249	28.85	270	231	14.44	285	188	34.04
秋	活性炭	249	86	65.46	231	91	60.61	188	69	63.30
	出厂水	86	202	增加 134.88	91	193	增加 112.09	69	235	增加 240.58

1) 为 AOC-NO<sub>x</sub> 值 2) 组合工艺包括常规处理和活性炭

研究发现从活性炭出水到二泵站加氯后的出水, 3 个水厂 AOC 均有较大幅度的增加, 即加氯后氧化作用使水中 AOC 成分增加了, 这将降低出厂水的生物稳定性. 采用科学的加氯方式以控制细菌生长、AOC 的产生和消毒副产物的形成已是迫在眉睫的研究课题.

### 2.4 AOC 在管网中的变化

AOC 在配水管道中的变化如图 1 所示. 在冬天和春天出厂水至管网后 AOC 浓度均有增加, 主要原因是加氯的影响. 因为氯能氧化部分微生物难利用的有机物, 生成易被细菌利用的 AOC 组分. 从管网至管网末梢的变化规律则在冬天和春天有所不同; 冬天从管网至末梢 AOC 基本都是增加, 而春天和夏天则相反, 基本是减少. 原因在于冬天水温低, 细菌活性差, 因此管道中主要是氯与有机物作用, 使 AOC 增加, 细菌的消耗较少. 在春天和夏天水温高, 细菌活性增强, 在管道中会消耗有机物, 特别是在离水厂

表 3 列出 3 个地表水厂常规工艺和活性炭对 AOC 的去除情况, 活性炭均使用了一年以上. 表 3 说明, 常规处理如果运行较好, 对 AOC 是有一定的处理效率的. 活性炭处理则 3 个水厂均表现了对 AOC 较高的处理效果. 水厂 1 夏季活性炭对 AOC 去除率仅为秋季一半, 水厂 3 夏季活性炭对 AOC 去除也明显低于秋季, 其原因可能在于夏季为杀藻投加氯预氯化, 而秋季取样时水厂 1 和水厂 3 进水未预氯化, 使活性炭上细菌生长环境更好. 这一结果也佐证了运行时间较长的活性炭必有细菌生长.

较远的管道中余氯量有限, 细菌活动将加剧. 但秋季则有降有升, 这与管道中既存在加氯引起 AOC 升高而细菌活动又降低 AOC 的双重影响有关, 到底哪方面占优势要取决于当时管道中的实际情况.

### 3 管壁管垢扫描电镜分析结果

从一爆管后自来水管取样扫描电镜观察, 看到管壁有较大缝隙, 缝隙边缘有许多珊瑚状无机物, 里面有许多光滑的杆状细菌. 另一地表水源的管道一弯头内壁电镜照片(DN = 50 镀锌钢管, 使用年限不详)表明, 表面不平整, 有许多孔隙, 对这些孔隙放大后发现里面有光滑杆状细菌. 因为管道内水流分布的特点和边界层效应使管壁处流速较小, 余氯又难以透过边界缝隙, 因此细菌易于在管壁缝隙中生长, 即使日常测定用户水中未发现细菌也不能断定管道内没有细菌生长. 一爆管管道(DN = 300mm, 使

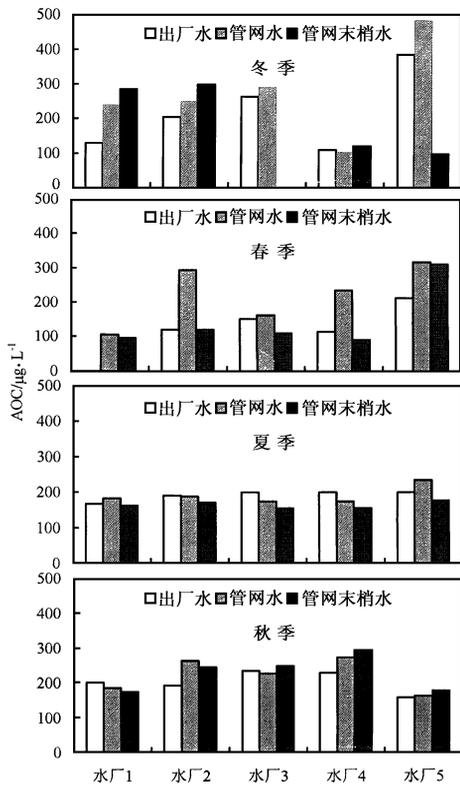


图1 各季 AOC 在管网中的变化

用 21a) 的内壁管垢菌种鉴定后发现了粘质沙雷氏菌和乙酸钙不动杆菌产碱亚种(*A. ceineto-bater calcoaceticuss subsp. alcaligenes*), 其中粘质沙雷氏菌是条件致病菌。

选用合适的消毒剂是防止细菌生长的重要方法<sup>[9]</sup>。近年来的研究已表明氯胺在控制生物膜方面比自由氯更有效。即使自由余氯为 3 ~ 4mg/L, 对铁管上生物膜的控制效果也不大, 而余氯胺浓度只要大于 2.0mg/L, 就能成功地减少活菌计数。这是因为和氯胺发生反应的化合物的类型受限制较多, 因此它穿透生物膜层的能力强, 使附着的微生物失活, 而自由氯的反应速度快, 在它穿过生物膜以前就被消耗掉了大部分。

#### 4 结论

(1) 水源水质较好的水厂其出厂水和管网水中 AOC 含量相对较低, 反之则高, 如果水源水质较好, 或采用合适的处理工艺, 可以控制出

厂水 AOC 在 200µg/L 左右。

(2) 在饮用水中 AOC 与 BDOC 之比变化较大, 但大量数据统计结果表明平均约为 30% ~ 40%, 因此如果以 BDOC 作为饮用水生物稳定性的评价指标也是可以的。

(3) 常规给水处理工艺对 AOC 的去除效果波动较大, 大多数情况下低于 30%, 而活性炭对 AOC 去除效果较稳定, 约 30% ~ 60%, 大多数情况下为 50% 以上。

(4) 加氯会引起水中 AOC 浓度增加, 因此即使水源水质较好也不能完全保证其管网水质的生物稳定性好。AOC 在管网中的变化受氯氧化和细菌活动的双重影响, 氯氧化使 AOC 增加, 细菌活动使 AOC 减少。水温增加后, AOC 在管网沿程减少量增加。

(5) 爆管管道扫描电镜分析表明, 管道内壁并不平整, 孔隙较多, 且有细菌生长, 应引起足够重视。

#### 参 考 文 献

- 1 Van der Kooij et al. Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water. J. AWWA, 1982, 74(10): 540 ~ 545
- 2 Huck P M. Measurement of Biodegradable Organic Matter and Bacterial Growth Potential in Drinking Water. J. AWWA, 1990, 82(7): 78 ~ 86
- 3 Servais P et al. Development of a model of BDOC and bacterial biomass fluctuation in distribution system. J. of Wat. Sci., 1995, 8(4) 427 ~ 462
- 4 Kaplan L A, Reasoner D J. A Survey of BOM in US Drinking Waters. J. AWWA, 1994, 86(2): 121 ~ 132
- 5 Cipparone L A, Diehl A C et al. Ozonation and BDOC Removal: Effect on Water Quality. J. AWWA, 1997, 89(2): 84 ~ 97
- 6 LeChevallier M W. Coliform Regrowth in Drinking Water: A review. J. AWWA, 1990, 82(11): 74 ~ 86
- 7 Van Der Kooij D. Assimilable organic carbon (AOC) in drinking water. In McFeters G A. Drinking water microbiology. New York: Springer-Verlag 1990. 57 ~ 87
- 8 LeChevallier M W, Schulz W et al. Bacterial nutrients in drinking water. Appl. Environ. Microbiol., 1991, 57: 857 ~ 862
- 9 吴红伟, 刘文君等. 配水管网中管垢的形成特点和防治措施. 中国给水排水, 1998, 14(3): 37 ~ 39
- 10 Laurent P, Servais P et al. Testing the SANCHO Model on Distribution Systems. J. AWWA, 1997, 89(7): 92 ~ 103
- 11 Frias J, Ribas F et al. Comparison of Method for the measurement of Biodegradable Organic Carbon and Assimilable Organic Carbon. Wat. Res., 1995, 29(12): 2785 ~ 2788