

• 城镇给排水 •

净水厂常规与深度处理工艺对饮用水生物稳定性控制研究

华 伟¹ 张 雪² 张骏鹏³ 钱 林³ 汤帅冰³ 李伟英³ 蒋福春²

(1 苏州水务集团有限公司, 苏州 215002; 2 苏州市自来水有限公司, 苏州 215002;

3 同济大学长江水环境教育部重点实验室, 上海 200092)

摘要 以太湖原水和 X 净水厂为研究对象, 选择了可同化有机碳(AOC)、可生物降解溶解性有机碳(BDOC)和细菌再生长潜力(Bacterial Regrowth Potential, BRP)为生物稳定性的评判指标, 探讨了净水厂常规与深度处理工艺对水中生物稳定性的贡献。结果表明: 各处理单元对 AOC、BDOC 和 BRP 有不同的去除效果, 预臭氧、主臭氧和后加氯工艺会引起 AOC、BDOC 和 BRP 的升高; 混凝沉淀、砂滤和 BAC 工艺对 AOC、BDOC 和 BRP 具有较好的去除效果; 常规工艺出厂水中 AOC 比深度处理工艺平均低 10.10%, BDOC 与 BRP 均值分别高出 43.38% 与 25.95%。因此, 在运行中应注重混凝沉淀工艺和臭氧工艺的管理与控制。

关键词 饮用水 生物稳定性 可同化有机碳 生物可降解溶解性有机碳 细菌再生长潜力

DOI:10.13789/j.cnki.wwe1964.2016.0001

Study on the effects of conventional water treatment process and advanced water treatment process on biological stability in water treatment plant

Hua Wei¹, Zhang Xue², Zhang Junpeng³, Qian Lin³,

Tang Shuaibing³, Li Weiying³, Jiang Fuchun²

(1. Suzhou Water Conservancy Co., Ltd., Suzhou 215002, China; 2. Suzhou City Water Co., Ltd., Suzhou 215002, China; 3. Key Laboratory of Yangtze Aquatic Environment, Ministry of Education College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: In the current study, using the three indicators—assimilable organic carbon (AOC), biodegradable dissolved organic carbon (BDOC) and bacterial regrowth potential (BRP), the biological stability of the raw water from East Taihu Lake and the produced water from X drinking water treatment plant were studied to explore the impacts of conventional water treatment process and advanced water treatment process on water biological stability. The results showed that each process unit had different impacts on the removal of AOC, BDOC and BRP. Pre-ozonation, post ozonation and post chlorination increased the concentrations of AOC, BDOC and BRP. However, coagulation sedimentation, sand filtration and BAC process showed satisfying performance on the removal of AOC, BDOC and BRP. Compared with the water produced from advanced water treatment, the AOC concentration in water produced from conventional water treatment was 10.10% lower; but the BDOC and BRP concentrations were 43.38% and 25.95% higher. Thus, more attention should be paid to the management and control of coagulation, sedimentation and ozonation processes in operation.

Keywords: Drinking water; Biological stability; Assimilable organic carbon; Biodegradable dissolved organic carbon; Bacterial regrowth potential

国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07403-001); 苏州科技局重点研究专项(SS201434)。

随着社会经济的不断发展,水资源短缺与水源污染问题越来越被研究机构、民众所重视。由于原水水质污染的加剧和常规水处理工艺存在的缺陷,臭氧活性炭深度处理工艺在国内得到了应用与推广,饮用水中消毒副产物前驱物的有机物得到了显著控制,管网中的化学稳定性得到提高。伴随着化学稳定性改善的同时,饮用水生物稳定性被提到了研究前沿。以往水厂保证饮用水微生物学安全性的主要方法是在出厂水中投加消毒剂^[1],近年发现在城市净水厂中经过消毒合格的饮用水,在保证一定余氯量的情况下,管网水中的异养细菌仍存在增多的现象^[2~4]。一些研究表明在投加过消毒剂的净水厂清水池中,偶尔也会发现产粘液分枝杆菌、鞘氨醇单胞杆菌和藤泽式甲基杆菌等耐氯菌种^[2],此类物质均将威胁饮用水的生物稳定性及其水质安全。

生物稳定性差的饮用水,一方面会使水中未被消毒工艺完全灭活的细菌重新生长增殖,导致水中存在致病微生物的风险;另一方面,在供水管网中,会导致细菌在管内壁附着形成管垢(如铁细菌,硫化细菌等),腐蚀管材,降低输水能力,增加消耗,引发供水事故。饮用水的生物稳定性评价对保证供水水质及安全具有重要意义,其评价指标及其阈值的确定是进行水质安全研究与评判的前提。目前,国际上多采用测定生物可同化有机碳(AOC)^[5~10]和可生物降解溶解性有机碳(BDOC)作为评价饮用水生物稳定性的指标,细菌再生长潜力(BRP)作为细菌再生长潜力评价指标^[11~15]。本文分析评价了各处理单元对各类生物稳定性的控制效果,以期为自来水公司运营管理提供借鉴。

1 研究背景

1.1 净水工艺和相关参数

苏州市自来水有限公司设计供水能力为 90 万 m³/d,下属 3 个水厂原水取自太湖,其中 W 与 X 两个水厂水源均取自太湖金墅水源地,X 水厂净水工艺流程如图 1 所示。X 水厂深度处理工艺中 BAC 活性炭使用年限已达 5 年。

1.2 研究方法

1.2.1 检测方法

试验所用玻璃器皿均需经无碳化处理;所选菌株 P17 和 NOX 由上海交通大学提供。AOC 的测定按改进的先后接种法进行^[9];TOC 采用日本 Shi-madu 公司 TOC 测定仪测定;BDOC 采用动态循环法^[13~15];BRP 的测定按国内研究者改进的 R2A 培养基平板计数法进行测定^[16,17];另外试验所用超纯水为美国 Milli-pore 公司超纯水处理机生产。

1.2.2 分析方法

本文选取 X 水厂为研究对象,深度处理水厂出水中 AOC、BDOC 和 BRP 用 X 水厂出厂水数据进行表征。由于氯消毒工艺会导致水体中 AOC 等生物稳定性指标含量的上升,且在不同月份上升幅度存在差异,之前一些研究表明,砂滤池出水加氯后 AOC 上升幅度与炭池出水加氯后上升幅度较为接近^[17~21]。常规工艺水厂出厂水指标值选用 X 水厂砂滤池出水值,叠加加氯工艺影响进行推算,即:

$$\text{常规工艺水厂(AOC、BDOC、BRP)} = \text{砂滤池出水} + \frac{\text{出厂水} - \text{炭池出水}}{\text{炭池出水}} \times \text{砂滤池出水}$$

2 结果与讨论

2.1 原水水质分析

表 1 为取样周期内进厂水中 AOC、BDOC 和 BRP 数值。原水中 AOC、BDOC 和 BRP 的最高值、最低值、平均值分别为 117.01 μg/L、79.12 μg/L、101.63 μg/L、0.57 mg/L、0.42 mg/L、0.50 mg/L、3×10⁵ CFU/mL、1.15×10⁵ CFU/mL、2.11×10⁵ CFU/mL。相比较而言,原水中 AOC 含量不高,气温较高的 5~9 月相对较高,其余月份相对偏低;

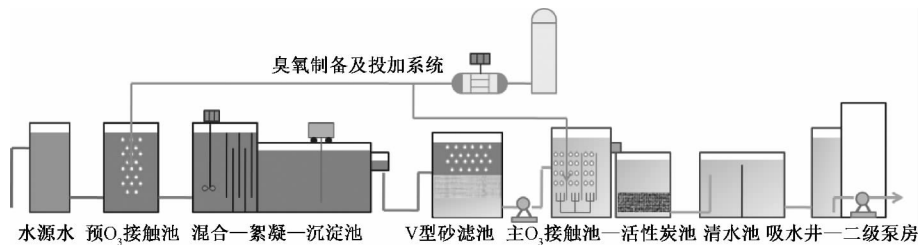


图 1 X 水厂净水工艺流程

BDOC 全年无明显变化规律;BRP 在气温较低的 11 和 1~3 月含量低于 2×10^5 CFU/mL,12 月异常增高,需要进一步研究核实。

表 1 原水稳定性指标一览

月份	AOC/ $\mu\text{g/L}$	BDOC/mg/L	BRP/ 10^5 CFU/mL
11	83.75	0.57	1.25
12	103.53	0.46	3.00
1	93.55	0.57	1.15
2	117.01	0.45	1.35
3	112.26	0.53	1.50
4	99.70	0.42	2.70
5	102.80	0.47	2.40
6	100.50	0.55	2.39
7	109.74	0.45	2.20
8	102.16	0.48	2.2
9	115.44	0.50	2.4
10	79.12	0.57	2.8

2.2 去除特性

从各处理工艺对 AOC、BDOC、BRP 的去除特性(见图 2~图 4)可知,预臭氧、主臭氧和后加氯工艺会引起 AOC、BDOC 和 BRP 的升高,主要是臭氧和氯气的氧化性能,改变了有机物特性,其中臭氧能将大分子有机物降解成小分子有机物,可以提高可生化性。预臭氧平均升高率分别为 76.22%、24.06%和 84.09%;主臭氧分别为 37.29%、20.58%和 23.28%;后加氯分别为 19.86%、23.62%和 20.92%。其中预臭氧的升高率要高于主臭氧,主要是预臭氧进水中比主臭氧进水含有更多的有机物所导致。

混凝沉淀、砂滤和 BAC 工艺对 AOC、BDOC 和 BRP 有很好的去除效果。混凝沉淀的平均去除效率分别为 41.84%、17.62%和 34.06%;砂滤分别为 16.65%、33.87%和 16.71%;BAC 分别为 17.34%、39.12%和 36.15%。混凝沉淀对 AOC 去除效率略高于吴红伟^[20]的 28%,同时也与方华^[18]叙述的不超过 30%不同,可能与水厂的预臭氧工艺有关,预臭氧工艺导致了 AOC 的大幅升高,在此基础上混凝沉淀的去除率升高,同时净水厂水源也存在差异。相比砂滤和 BAC 工艺,混凝沉淀工艺对 AOC 具有更高的去除效率,这与混凝沉淀工艺处于砂滤和 BAC 工艺之前有一定关联,经过混凝沉淀工艺后水中的 AOC 被大量削减和去除,降低了后续工艺的去除负荷。砂滤和 BAC 对 BDOC 去除率高于对 AOC 的

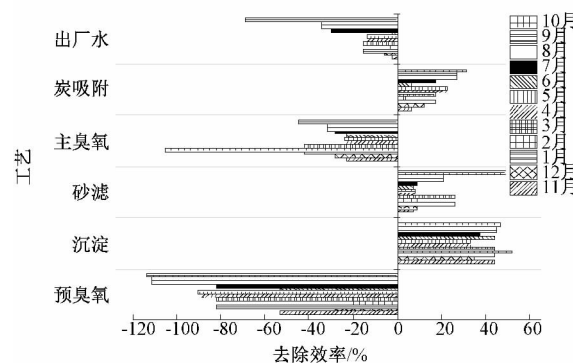


图 2 各处理工艺对 AOC 的去除特性

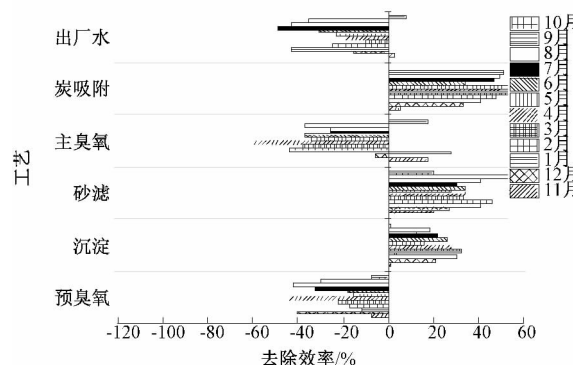


图 3 各处理工艺对 BDOC 的去除特性

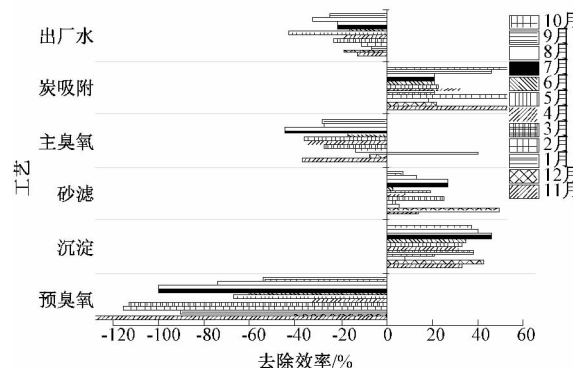


图 4 各处理工艺对 BRP 的去除特性

去除率,反映了砂滤的截留作用和 BAC 的生物作用。

2.3 工艺间对比

常规与深度处理工艺出厂水稳定性指标对比见表 2。

深度处理水厂出厂水中 AOC 浓度的最高值、最低值、平均值分别是 159.71 $\mu\text{g/L}$ 、77.19 $\mu\text{g/L}$ 、116.34 $\mu\text{g/L}$,其中 11、12、1、6 和 10 月浓度在 Lechevallier 等人提出的 50~100 $\mu\text{g/L}$ 的管网生物

表2 出厂水稳定性指标一览

工艺	指标	11月	12月	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月
深度处理	AOC/ $\mu\text{g/L}$	79.69	92.36	95.41	125.06	114.49	125.44	129.98	95.63	159.71	122.98	138.97	77.19
	BDOC/mg/L	0.38	0.31	0.16	0.26	0.19	0.28	0.24	0.37	0.32	0.33	0.23	0.38
	BRP/ 10^5 CFU/mL	0.90	1.25	1.01	1.00	1.85	2.50	3.30	2.60	2.40	2.40	1.99	1.00
常规处理	AOC/ $\mu\text{g/L}$	68.79	82.54	80.48	63.61	96.58	131.06	136.06	82.55	149.51	127.38	143.94	76.99
	BDOC/mg/L	0.47	0.43	0.38	0.34	0.32	0.34	0.40	0.41	0.49	0.50	0.34	0.45
	BRP/ 10^5 CFU/mL	2.14	1.49	2.05	2.44	1.85	2.74	3.16	2.81	2.08	2.08	2.92	3.13

稳定标准^[10]和吴红伟^[13]的远期 100 $\mu\text{g/L}$ 的目标内,其他月份基本上会超出 100 $\mu\text{g/L}$,但均符合吴红伟^[19,20]的近期 200 $\mu\text{g/L}$ 目标;BDOC 浓度的最高值、最低值、平均值分别是 0.38 mg/L、0.16 mg/L、0.28 mg/L,全年均高于 Joret^[13] 提出的 0.1 mg/L 大肠杆菌限制生长含量与 Volk 等人^[15] 提出 20 $^{\circ}\text{C}$ 下 0.15 mg/L 与 15 $^{\circ}\text{C}$ 下 0.2 mg/L 稳定性标准;BRP 分别是 3.3×10^5 CFU/mL、 0.9×10^5 CFU/mL、 1.69×10^5 CFU/mL,4~7 月相比而言 BRP 较高,超过了 2×10^5 CFU/mL。

常规工艺出厂水中 AOC、BDOC 和 BRP 的最高值、最低值、平均值分别是 155.07 $\mu\text{g/L}$ 、62.99 $\mu\text{g/L}$ 、104.59 $\mu\text{g/L}$ 、0.47 mg/L、0.38 mg/L、0.41 mg/L、 3.43×10^5 CFU/mL、 1.41×10^5 CFU/mL、 2.35×10^5 CFU/mL。其中只有 AOC 比深度处理工艺平均低 10.10%,BDOC 与 BRP 均值分别高出 43.38%与 25.95%,反映出深度处理工艺可以有效地降低 BDOC 与 BRP,但是会导致 AOC 的升高,研究结果与 Yumiko Ohkouchi^[22] 等人的结论一致,臭氧活性炭工艺对 AOC 等生物稳定性指标几乎没有去除效果,反而会导致生物稳定性下降。与吴红伟^[22,23] 研究略有不同,可能吴红伟研究的 BAC 工艺前不含有主臭氧工艺,同时其活性炭使用年限没有 X 水厂长,因此深度处理工艺运行中应该注重主臭氧工艺的控制和活性炭运行年限管理。

2.4 指标监控选择

图 5 为取样周期内进厂原水 BDOC/TOC 和 AOC/BDOC 系数随月份的变化规律,BDOC/TOC 各月趋于恒定为 0.11~0.15,变化幅度不超过 0.04。应急条件下若想快速获得 BDOC,则可通过该系数进行换算。相反 AOC/BDOC 系数变化范围较大,并无明显的规律。

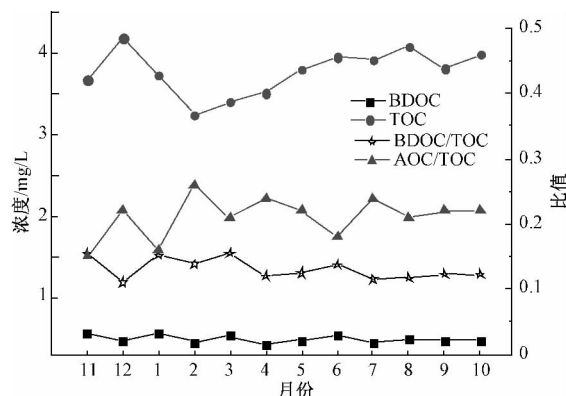


图5 原水中 TOC、BDOC 变化规律

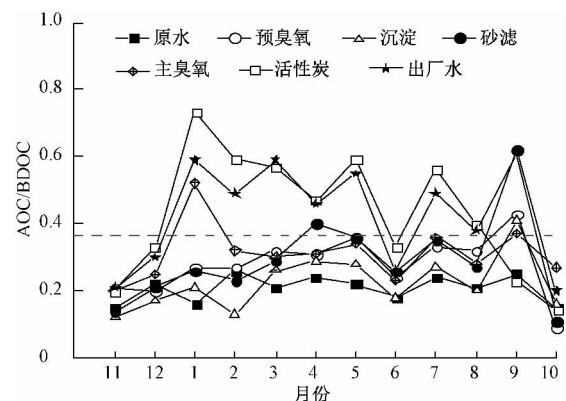


图6 各处理单元 AOC/BDOC 变化规律

图 6 为各单体 AOC/BDOC 随月份的变化规律,出厂水与活性炭池 AOC/BDOC 高于原水和其他工艺。与其他单体相比,混凝沉淀出水 AOC/BDOC 最低,取样周期内大部分时间内均低于、接近原水数值。表明混凝沉淀是 AOC 去除的主要工艺,这与吴红伟^[23,24] 和方华^[17] 的结论不一致,主要是吴红伟的研究和方华的概述不包含臭氧工艺的影响,另外 X 水厂活性炭使用了 5 年时间,由于吸附和微生物种类等差别,旧炭对 AOC 的去除效果会较差,其原因在于旧炭本身对小分子类有机物吸附效果差,且由于颗粒的破碎堵塞等,生物膜生长受到限制^[24]。

此外,图 6 结果表明 AOC/BDOC 随工艺增加而下降,即随着净水厂不同工艺的处理,水体中较大分子质量的有机物得到较好的去除,而其中分子质量较小的有机物如 AOC 等去除效果较差,其中从原水到砂滤出水之间,AOC/BDOC 较为稳定,这表明这些工艺对 AOC 及 BDOC 均有一定的去除效果,而随着后臭氧的投加,AOC/BDOC 增大,这表明,主臭氧及之后的工艺对 BDOC 的去除效率高于 AOC,臭氧将大量大分子有机物氧化为小分子有机物。

3 结论与建议

(1)X 水厂原水中 AOC 含量不高,并呈现与气温正相关关系,其他稳定性指标相对偏低,以 $100 \mu\text{g/L}$ 为标准,水厂对 AOC 去除效率达到 17% 即可实现稳定性目标。

(2)X 水厂混凝沉淀、砂滤和 BAC 工艺对 AOC、BDOC 和 BRP 有很好的去除效果,实际运行过程中可以强化混凝沉淀,提高砂滤池与 BAC 水力停留时间,来降低出厂水中稳定性指标。

(3)混凝沉淀对 AOC 的去除效率大于 BDOC,其他工艺对 BDOC 的去除效率高于 AOC,强化混凝沉淀工艺效果可以提高对 AOC 的去除效果。

(4)臭氧工艺会引起 AOC、BDOC、BRP 含量的升高,运行中可以通过增加预臭氧投加量来强化混凝沉淀,适当降低主臭氧投加量来降低 BAC 运行负荷的方式,来减少出厂水中的稳定性指标含量,同时需关注溴酸盐之类的化学性指标问题。

(5)4~8 月砂滤和 BAC 对 AOC、BDOC 和 BRP 处理效率高于均值,并呈现依次递增的规律,反映出稳定性指标的去除与微生物活动存在很大关联,实际运行过程中可在气温较低的季节适当提高两种工艺的水力停留时间。

(6)BDOC/TOC 各月趋于恒定,为 0.11~0.15,应急情况下可通过检测 TOC 来估算 BDOC 数值。

(7)取样周期内出现了常规工艺出厂水中平均 AOC 比深度处理工艺平均低的现象,可能与主臭氧投加有关,运行中应该注重主臭氧工艺的控制。

参考文献

- 1 严煦世,范瑾初. 给水工程. 第 4 版. 北京:中国建筑工业出版社,1999
- 2 郑琦. 给水管网中耐氯菌的耐氯特性及机理研究:[学位论文]. 北京:清华大学,2013
- 3 Pereira V J, Marques R, Marques M, et al. Free chlorine inactivation of fungi in drinking water sources. *Water research*, 2013, 47(2): 517~523
- 4 Pruden A, Edwards M, Falkinham III J O. Research Needs for Opportunistic Pathogens in Premise Plumbing. Denver, CO: Water Research Foundation, 2013
- 5 刘文君,吴红伟,张淑琪,等. 某城市饮用水水质生物稳定性研究. *环境科学*. 1999, 20(2):34~37
- 6 杨艳玲,李星,李圭白,等. 饮用水生物稳定性控制指标探讨. *给水排水*,2005, 31(2):12~16
- 7 Dirk van der Kooij, visser A, Hijnen W A M. Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water. *JAWWA*, 1982, 74(10): 540~545
- 8 Dirk van der Kooij. Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth. *JAWWA*, 1992, 84(2): 57~65
- 9 LeChevallier M W, Shan NF, kaplan L A, et al. Development of a rapid assimilable organic carbon method for water. *Appl and Environ Microbiol*, 1993, 59(5):1526~1531
- 10 Huck P M, Fedorak P M. Formation and removal of assimilable organic carbon during biological treatment. *JAWWA*, 1991, 83(12):69~80
- 11 Lethevalher M W, Schulz W, Lee R G. Bacterial nutrients in drinking water. *Appl Environ Microbial*, 1991, 57(3): 857~862
- 12 Escobar. I C, Randall A, Taylor J S. Bacterial growth in distribution systems: effect of assimilable organic carbon and biodegradable dissolved organic carbon. *Environ Scch tech*, 2001, 35(17):3442~3447
- 13 Joret J C, Levi Y, Volk C. Biodegradable dissolved organic carbon (BDOC) content of drinking water and potential regrowth of bacteria. *Wat Scih Tech*, 1991, 24(2):95~101
- 14 Volk C, Renner C, Rebert. Comparison of two techniques for measuring biodegradable dissolved organic carbon in water. *Environ Technol*,1994, 15(6):545~556
- 15 Frias J, Ribas F, lucena F. A Method for the measurement of biodegradable organic carbon in waters. *Water Research*, 1992, 26(2):255~258
- 16 叶林,于鑫,施旭,等. 用细菌生长潜力(BGP) 评价饮用水生物稳定性. *给水排水*, 2008,33(11): 146~149
- 17 方华,吕锡武,乐林生,等. 可生物降解有机物的去除机制与规律. *中国给水排水*,2004,20(12): 30~32

岱山小高亭水厂现场制备次氯酸钠消毒系统的实践

郑建军¹ 沈松土²

(1 舟山市岱山自来水有限公司, 岱山 316200; 2 钱江水利开发股份有限公司, 杭州 310013)

摘要 岱山地处海岛, 交通不便, 水厂宜选择电解盐水现场制备次氯酸钠消毒系统。次氯酸钠现场制备系统的关键设备为次氯酸钠发生器, 其原理是 3% 盐水在电场作用下电解生成具有广谱高效消毒效果的次氯酸钠溶液, 设备操作简单, 安全可靠。制备时须合理选择符合要求的原料, 并采取增加次氯酸钠溶液储存的稳定性。此外, 要根据具体情况选择投加点、控制投加量。最后比较了实际消毒效果和运行投资成本。

关键词 次氯酸钠消毒 现场制备 电解 稳定性 投加比较 成本分析

DOI:10.13789/j.cnki.wwe1964.2016.0002

目前, 城镇自来水厂消毒通常采用氯气、二氧化氯、臭氧、次氯酸钠等化学消毒法, 其中氯气消毒因其价格低, 持续消毒能力强而被广泛采用。但氯气消毒存在的安全风险日益受到关注。次氯酸钠消毒具有广谱高效的消毒效果, 其消毒能力与氯相近, 产品形态为低浓度液态, 不属于危险品范畴, 避免了氯气、二氧化氯等消毒工艺存在的有毒气体泄漏、危险品运输等安全隐患, 因此在自来水厂中逐步得到应用推广。

岱山地处海岛, 交通不便, 从 2013 年起岱山水厂实施 5 万 m³/d 的深度水处理改造工程, 原有的加矾加氯设施需重新拆除改造。以此为契机, 经方案比较论证, 确定把原有的氯气消毒改造成电解盐水现场制备次氯酸钠消毒系统。

1 次氯酸钠制备系统

1.1 次氯酸钠发生器的选用

岱山小高亭水厂深度处理改造工程采用常规处

理及臭氧+活性炭深度处理工艺, 并把原有的氯气消毒改造成电解盐水现场制备次氯酸钠消毒系统, 制备原料要求: 软化水 1 m³/h, 硬度 ≤ 10 mg/L (以 CaCO₃ 计), 盐为 GB 5461—2000 一级以上, 固体不容物含量 ≤ 0.1%, NaCl > 98.5%。次氯酸钠制备系统选用 3 台国内品牌次氯酸钠发生器, 单台每小时产量 4 kg Cl₂, 2 用 1 备。次氯酸钠有效氯含量 1% ± 0.2%, 产量 400 L/h, 每天 96 kg Cl₂。单套装置的规格产量设计应满足水厂日常供水需要的 2 倍以上, 保证水厂运行库存储备在 7 天左右, 充分考虑氢气排放, 确保安全。

1.1.1 次氯酸钠发生器

次氯酸钠发生器是整个系统的关键设备, 其原理是 3% 盐水在直流电场作用下电解生成次氯酸钠溶液。氢气的爆炸极限为 4% ~ 75.6% (体积分数), 因此设计了大风量防爆风机, 每小时风量在

- 18 蔡云龙. 饮用水生物稳定性和管网水质污染指数的研究: [学位论文]. 同济大学, 2006
- 19 陈士才, 雷云霞. 不同给水处理工艺的饮用水生物稳定性研究. 中国给水排水, 2008, 24(19): 28~31
- 20 周鸿, 王占生, 张晓健. 不同水处理工艺对可同化有机碳 (AOC) 的去除特性研究. 广州大学学报: 自然科学版, 2005, 4(1): 91~94
- 21 Ohkouchi Y, Ly B T, Ishikawa S, et al. A survey on levels and seasonal changes of assimilable organic carbon (AOC) and its precursors in drinking water. Environmental technology, 2011, 32(14): 1605~1613

- 22 吴红伟, 刘文君, 张淑琪, 等. 水厂常规工艺去除可生物同化有机碳的研究. 中国给水排水, 1999, 15(9): 7~9
- 23 吴红伟, 石振清, 王占生. 净水工艺对水中可生物降解有机物去除的研究. 给水排水, 1999, 25(7): 16~18
- 24 张雪, 张璐, 华伟. 臭氧—活性炭深度处理工艺对微污染水中有机物的去除特性. 给水排水, 2012, 38(增 1): 66~68

○ 通讯作者: 李伟英

E-mail: liweiyi@tongji.edu.cn

收稿日期: 2015-08-28

修回日期: 2015-09-08