

“清时捷”供排水企业运行及管理成果专栏

张华军, 李梓楠, 高海燕, 等. 微污染水库原水的消毒副产物控制[J]. 净水技术, 2021, 40(4):139-148.

ZHANG H J, LI Z N, GAO H Y, et al. Control of disinfection by-products in micro-polluted raw water of reservoir[J]. Water Purification Technology, 2021, 40(4):139-148.



扫我试试?

微污染水库原水的消毒副产物控制

张华军¹, 李梓楠², 高海燕¹, 李梅^{1,*}, 姚晴晴¹, 谈巍¹

(1. 上海南汇自来水有限公司, 上海 201300; 2. 复旦大学环境科学与工程系, 上海 200433)

摘要 上海市南汇自来水厂从青草沙水库取水, 原水加氯后在输送途中反应生成的消毒副产物(DBPs)使得原有处理技术和工艺难以达到上海市的新版地方标准 DB31/T 1091—2018, 为此, 需要进行研究改进 DBPs 的控制方法和工艺。试验以水厂原水为研究对象, 分析活性炭的吸附、多点加氯等工艺对消毒副产物生成的影响, 同时研究了温度与消毒副产物产生的关系。研究发现, 投加粉末活性炭 15~20 mg/L 后, 三卤甲烷(THMs)的控制效果明显, 即使加氯量达到 3 mg/L, THMs 也不超过 0.15 mg/L。多点加氯可以有效降低前期加氯造成的消毒副产物生成量, 水温升高使得余氯量明显降低, 从而影响消毒副产物的生成量。消毒后的水样中三氯甲烷浓度约为其他组分的一倍, 控制三氯甲烷的生成是控制 THMs 的关键。本研究推荐采用添加粉末活性炭、控制水温夏天方法来削减南汇自来水厂出水中 THMs 的总量, 研究也为自来水厂消毒副产物的控制提供了实操性的建议和技术依据。

关键词 消毒副产物 粉末活性炭 多点加氯

中图分类号: TU991.2 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2021)04-0139-10

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2021.04.025

Control of Disinfection By-Products in Micro-Polluted Raw Water of Reservoir

ZHANG Huajun¹, LI Zinan², GAO Haiyan¹, LI Mei^{1,*}, YAO Qingqing¹, TAN Wei¹

(1. Shanghai Nanhui Water Supply Co., Ltd., Shanghai 201300, China;

2. Department of Environmental Science and Engineering, Fudan University, Shanghai 200433, China)

Abstract The raw water of Shanghai Nanhui Water Treatment Plant originate from Qingcaosha reservoir, which could form disinfection by-products (DBPs) during transportation. Therefore, the original treatment and process could be hard to reach the new local standard DB31/T 1091—2018, and need to be improved. The raw water of Shanghai Nanhui Water Treatment Plant was studied, the effects of the absorption of activated carbon and multi-point chlorination to DBPs was analyzed, and the relationship between temperature and DBPs was studied. Evident control of trihalomethanes (THMs) was found after adding 15~20 mg/L powder activated carbon, and THMs wouldn't exceed 0.15 mg/L even when the addition of chloride was 3 mg/L. The multi-point chlorination could effectively decrease the formation of DBPs caused by former chloride addition. The chloride residue reduced obviously by the rise of temperatures and thus deducing the formation of DBPs. The concentration of CHCl_3 was twice as much as other substances, and the reduction of CHCl_3 forming was the key to control the THMs. In this study, addition of powder activated carbon and adjustment of temperature was

[收稿日期] 2020-06-18

[作者简介] 张华军(1978—), 男, 给排水高级工程师, 主要从事环境监测(给排水)技术研究。电话:021-20910648; E-mail:1284720921@qq.com。

[通信作者] 李梅, 女, 给排水高级工程师, 主要从事净水工艺(给排水)技术研究。电话:021-20916612; E-mail:35598355@qq.com。

recommended for reducing the THMs of Shanghai Nanhui Water Treatment Plant, and practical suggestions and technical proofs was also provided for controlling DBPs.

Keywords disinfection by-products(DBPs) powder activated carbon(PAC) multi-point chlorination

自来水的消毒处理工艺,最大的问题就是消毒过程中一些有机物与消毒剂反应生成的消毒副产物(disinfection by-products, DBPs)。氯由于成本低、持续消毒能力强而被广泛用于水体的消毒,但是氯可以与水中的天然有机物(natural organic matter, NOM)发生反应生成卤化副产物,如三卤甲烷(trihalomethanes, THMs)。随着对消毒副产物对健康影响研究的逐渐深入,人们发现部分消毒副产物会在人体内富集进而诱发癌症或其他慢性疾病^[1-2]。因此,美国环境保护署(USEPA)和世界卫生组织(WHO)分别于1998年和2004年制定了新的饮用水中消毒副产物浓度限值。

我国于2006年底,完成了对1985年版《生活饮用水卫生标准》的修订工作,并于2007年7月1日起全面实施新版《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2006),其中,消毒副产物指标三氯甲烷和四氯化碳浓度限值分别为0.06 mg/L和0.002 mg/L。上海作为国际化大都市,要求在现有国标基础上进一步提高地方水质标准,建立了《上海市饮用水水质标准》(DB31/T 1091—2018)。上海市地标新增部分消毒副产物的非常规指标,如一氯二溴甲烷、二氯一溴甲烷、三溴甲烷、THMs(总量)等。

上海市南汇自来水厂离原水供应点青草沙水库约60 km,为控制微生物在输水管道中的生长,原水加氯处理后再经长距离运输到南汇自来水厂时,可检测出一定浓度的消毒副产物。尽管目前出厂水的消毒副产物浓度一般达到0.2~0.45 mg/L,符合国标出厂水要求,但即将实施的上海市新地标的要求为0.5 mg/L,南汇自来水厂在夏季等用水高峰期时存在消毒副产物指标超标的风险。因此,亟需开展水厂消毒副产物控制研究,为水厂满足即将实施的上海市水质新地标提供技术支撑。

1 消毒副产物控制研究国内外现状

1.1 消毒副产物的主要种类和危害

饮用水中已确定的DBPs有数百种,按照其占比可简单分为3类:THMs、卤代乙酸(haloacetic acids, HAAs)和卤代乙腈(haloacetonitriles, HANs)。常见的THMs主要有三氯甲烷、一溴二氯甲烷、二溴

一氯甲烷和三溴甲烷,我国绝大多数自来水厂采用氯消毒并且存在过量加氯的情况,因此,三氯甲烷为THMs的主体^[3]。研究发现,当饮用水中的THMs浓度超过75 μg/L,相较于饮用时间低于10年的用户,饮用时间超过35年的男性结肠癌发病概率大大增加,对于女性将会增加其早期流产风险^[4];同时,THMs能增加人体淋巴细胞和小鼠骨髓细胞姐妹染色单体以及大鼠骨髓细胞系染色体畸变率^[5-6]。

1.2 影响消毒副产物生成的因素

消毒副产物的形成是一个多因素影响的复杂过程,影响饮用水中DBPs生成的因素较多,主要包括源水中天然有机物的种类和浓度、加氯量、消毒程序、氯接触时间等消毒工艺及源水的pH值和水温等^[7-11]。研究发现,NOM的存在是氯化消毒后产生消毒副产物的主要原因,降低饮用水中DBPs的重点在于对消毒前驱物质的控制,特别是腐植质等天然有机污染物的控制^[12-13]。

反应时间和消毒剂量是影响消毒副产物的主要工艺参数之一。研究显示,消毒副产物的生成与反应时间和添加量成正比^[14-15]。絮凝过程可去除原水中部分有机物,因此,絮凝后再消毒,副产物的生成量减少。但由于剩余消毒剂和管网水中的有机物反应,消毒副产物在管网中会持续生成,当水厂出水余氯控制在0.4~2.8 mg/L时,THMs的生成量会增加50%~100%^[16-17]。

1.3 消毒副产物的控制方法

消毒副产物的形成机理主要是水中有机物与氯产生反应生成的氯代烃物质。因此,DBPs控制的关键点在于两方面:一是降低进水中有机物,从而控制消毒副产物;二是控制加氯量和反应时间,从而降低消毒副产物的生成。

含氯消毒副产物的生成主要是在消毒过程中水中的有机物与含氯消毒剂如次氯酸钠发生反应。成嘉蕾等^[18]在氯消毒试验中发现,将加氯点推后和改变前后加氯量的投加比例均可以有效降低消毒副产物的生成,短时游离氯后再转为氯胺的顺序氯化消毒工艺也可以有效地控制消毒副产物的生成。此外,研究发现,多点加氯的消毒副产物生成量明显低

于单点一次投加,预加氯+滤前加氯+清水池顺序氯化消毒工艺,在有预加氯和清水池加氯的情况下,仍然比相同剂量的清水池氯消毒工艺减少了 21.7% 的 THMs 和 27.3% 的 HAAs^[19]。

化学氧化法是向水中投加臭氧、高锰酸钾等氧化剂,用于处理水中的微生物,在消毒过程中不会产生含氯消毒副产物,同时还可以降低水体中的消毒副产物前体物,因此,后续的氯消毒过程中生成的含氯消毒副产物量可大幅降低。目前对于臭氧和高锰酸钾氧化剂的研究发现,臭氧氧化法适合原水中藻类和微生物含量较低的水体,而在高藻类和微生物含量的水体中,高锰酸钾氧化法更加合适^[20]。

吸附法是将高效吸附剂,如活性炭投加进原水中,由于其具有巨大的比表面积和吸附容量,可以对水中与消毒副产物生成相关的有机物进行吸附,从而降低消毒副产物的生成量。苗雨等^[21]研究活性炭吸附控制消毒副产物,当投加粉末活性炭的浓度为 20 mg/L,吸附时间为 10~30 min,聚合氯化铝对藻类的胞内有机物(IOM)和胞外有机物(EOM)中的 THMs 投加量的最高去除率为 26.6% 和 35.8%,去除效果明显。

根据南汇水厂的工艺情况和特点,本研究主要考察在不改变工艺的情况下,利用吸附剂强化混凝、改变加氯方式以及控制水温条件(夏天光照强气温高),场内沉淀池内可能消耗部分氯,控制 THMs 的有效性,为实际生产中有效控制消毒副产物提供技术支撑。

2 试验内容与技术路线

2.1 试验内容

取用上海市南汇自来水厂原水(浊度约为 10 NTU),因原水输送距离较长,为避免微生物在管道内的滋生,原水中预加氯后进厂原水的消毒副产物中 THMs 的浓度一般为 0.1~0.2 mg/L,藻类高发期可达 0.3 mg/L。因水厂工艺构筑物已经确定,因此,本研究中仅考察添加吸附剂强化混凝和改变加氯方式对控制出厂水中 DBPs 的去除效果。吸附剂采用粉末活性炭,加氯采用多点加氯,同时考察温度条件对原水中 DBPs 去除效果的影响。

粉末活性炭试验:取该厂原水(水温为 18.5 ℃),分别投加 15、20 mg/L 粉末活性炭(上海活性炭厂)与聚合氯化铝 45 mg/L(参考生产工艺取值),反应

30 min 后沉淀 90 min,然后取上清液进行分析。

多点加氯试验:在水温 17 ℃,聚合氯化铝 45 mg/L 条件下,投加不同剂量次氯酸钠,反应 30 min 后沉淀 90 min,然后取上清液测定各项指标,再投加 1.0 mg/L 次氯酸钠模拟二次加氯的工况条件,混合 15 min 后再测定各项指标。

水温试验:分别设定水温为 10、15、20、25、30 ℃,单纯投加次氯酸钠,混凝剂投加量为 45 mg/L,混凝时间为 30 min,沉淀时间为 90 min,取上清液检测各项指标。

生产线试验:在 5 月 5 日和 5 月 27 日,分别在惠南水厂生产线上投加 20 mg/L 和 10 mg/L 的粉末活性炭,生产线的前加氯量为 1.5 mg/L,反应后分别在沉淀池、滤池和出厂口取水样进行检测。

2.2 仪器与分析方法

试验仪器及检测方法如表 1 所示。

表 1 试验仪器及检测方法
Tab. 1 Experimental Instruments and Detection Methods

检测指标	检测方法	检测仪器
余氯/(mg·L ⁻¹)	仪器测定	HACH DR300
pH 值、温度/℃	仪器测定	梅特勒-托利多, S220-K
浊度度/NTU	仪器测定	HACH TL23 浊度仪
三维荧光	仪器测定	Jasco FP-6500
NH ₄ ⁺ -N/(mg·L ⁻¹)	纳氏试剂分光光度法	普析通用, T6 新世纪
UV ₂₅₄	分光光度法	普析通用, T6 新世纪
COD _{Mn} /(mg·L ⁻¹)	高锰酸盐指数法	滴定装置
THMs/(mg·L ⁻¹)	气相色谱法	Agilent 7890B

2.3 研究的技术路线

技术路线如图 1 所示。

3 结果与讨论

3.1 粉末活性炭控制消毒副产物的去除效果

3.1.1 粉末活性炭对消毒副产物的控制

活性炭由于其具有结构多孔、比表面积大等特点,被广泛用于水处理中吸附和过滤水中的杂质,美国环保部(USEPA)将活性炭吸附列为去除水中有机物的最佳处理工艺之一^[22]。根据文献,本研究考察了不同次氯酸钠投加量(0~3 mg/L)条件下 15、20 mg/L 粉末活性炭浓度对消毒副产物生成量的影响,试验结果如图 2~图 3 所示(其中 CK 为原水)。

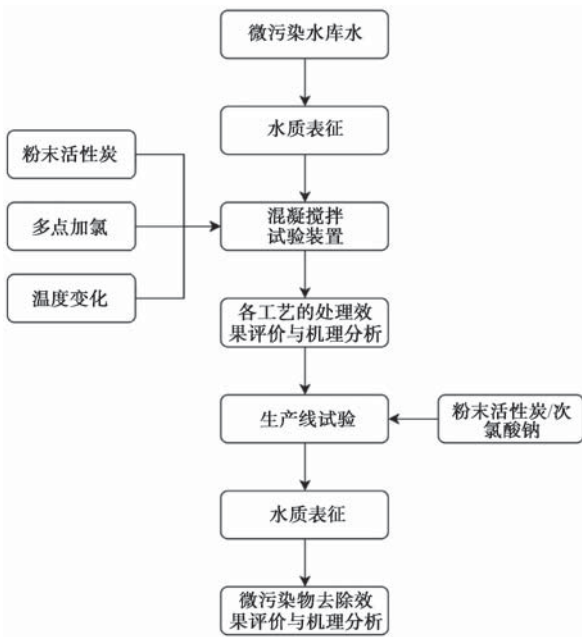


图1 研究的技术路线

Fig. 1 Technology Roadmap

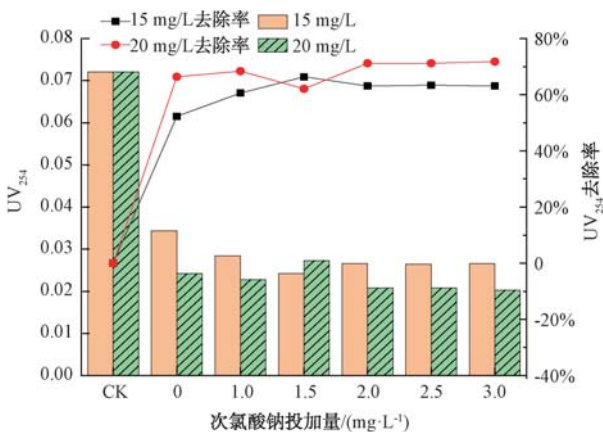


图2 粉末活性炭对原水 UV₂₅₄ 的去除效果

Fig. 2 Effect of PAC on UV₂₅₄ Removal in Raw Water

由图2可知,15、20 mg/L的粉末活性炭对UV₂₅₄的去除率较高,均超过了50%,投加粉碳后,出水中THMs的控制效果明显,即使加氯量达到3 mg/L,出水中的THMs也不超过0.15 mg/L。比较之前仅投加混凝剂的试验组,投加15 mg/L粉末活性炭最高可以降低约60%的THMs。由此可知,粉末活性炭对THMs的降低有显著效果,可作为水厂控制THMs的有效途径和方法。

3.1.2 粉末活性炭控制消毒副产物的机理分析

为了阐明粉末活性炭对THMs的控制机理,本试验通过对处理前后的水样进行了三维荧光检测,试验结果如图4~图8所示。

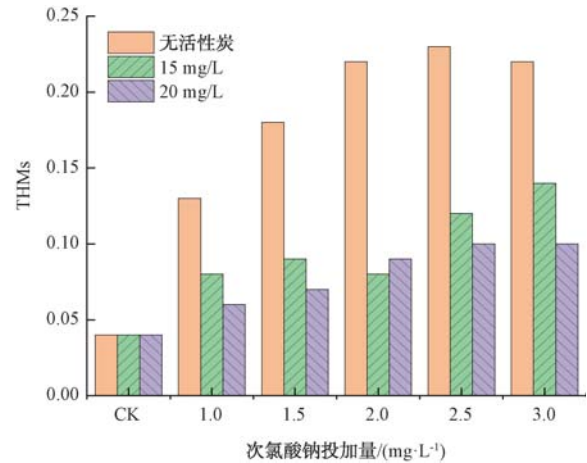


图3 粉末活性炭投加量对THMs的生成的影响

Fig. 3 Effect of Dosage of PAC on the Formation of THMs

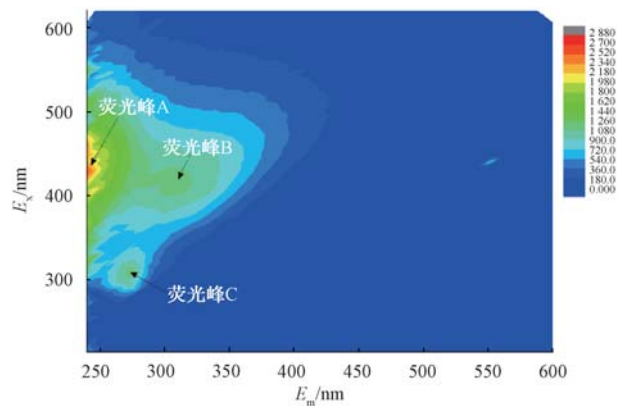


图4 原水

Fig. 4 Raw Water

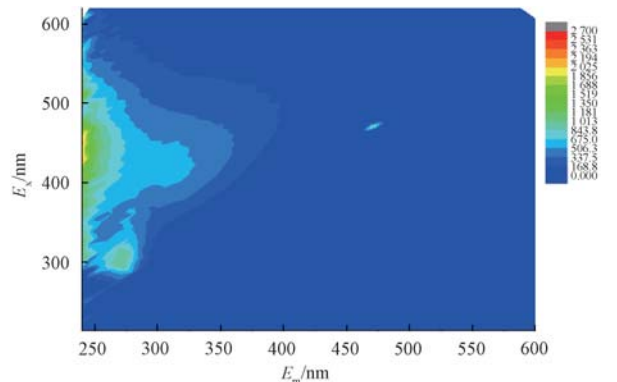


图5 15 mg/L 粉末活性炭

Fig. 5 PAC Concentration of 15 mg/L

图4为原水的水样的荧光分析图,图中荧光峰A(以下称A)为分子量较小的类腐植酸和类富里酸类物质,荧光峰B(以下称B)为分子量较大的腐植酸类物质,荧光峰C(以下称C)为溶解性微生物产物类物质、蛋白质、多肽和氨基酸类物质。在原水中

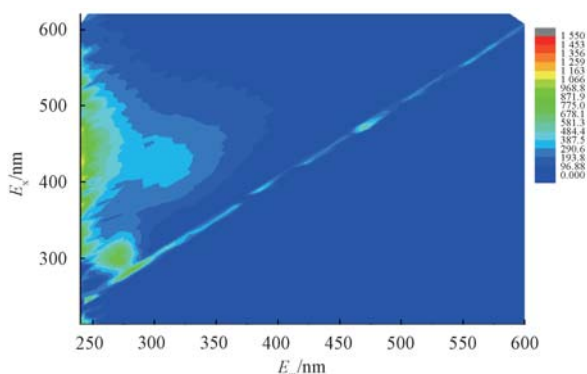


图 6 25 mg/L 粉末活性炭

Fig. 6 PAC Concentration of 25 mg/L

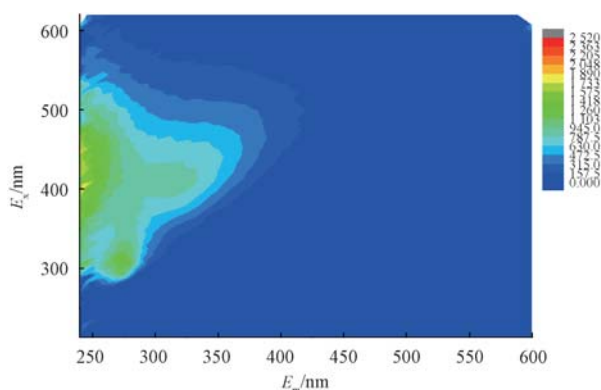


图 7 45 mg/L 聚合氯化铝

Fig. 7 Polyaluminium Chloride Concentration of 45 mg/L

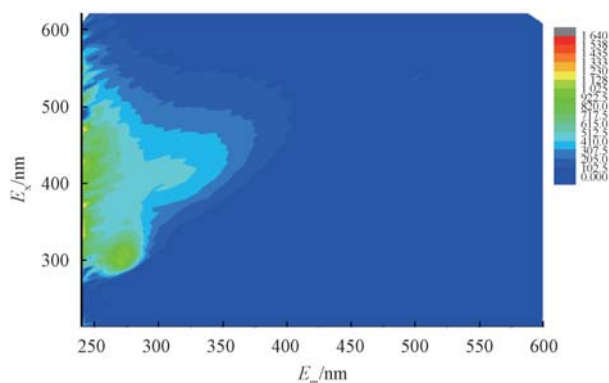


图 8 30 mg/L 粉末活性炭+45 mg/L 聚合氯化铝

Fig. 8 30 mg/L PAC + 45 mg/L Polyaluminium Chloride

分别投加 15 mg/L 和 25 mg/L 粉末活性炭后,如图 5~图 6 所示,峰 A、B 消失,峰 C 无明显变化,可知粉末活性炭可以吸附部分腐植酸、类腐植酸和类富里酸类物质,但对类蛋白类物质的去除无明显效果。同时,粉末活性炭的投加量大于 15 mg/L 时,投加量的增加对处理效果无显著影响。

在原水中添加 45 mg/L 的聚合氯化铝后,如图

7 所示,峰 A 消失,峰 B、C 无明显变化。可知聚合氯化铝的混凝作用主要去除类腐植酸和类富里酸类物质,但对水体中与腐植酸相关物质和类蛋白类物质的去除作用较弱。当混凝剂与活性炭同时投加时,如图 8 所示,混凝剂在搅拌形成絮凝体的过程中会除去部分活性炭,削弱了粉末活性炭吸附分子量较大的腐植酸类物质的效果。因此,建议水厂中使用粉末活性炭时,应该预先投加粉末活性炭后,再进行絮凝反应。

3.2 多点加氯对消毒副产物的控制

本烧杯在水温 17 °C,混凝剂投加量 45 mg/L 的条件下,投加不同剂量次氯酸钠,反应 30 min,并沉淀 90 min 后测定各项指标,然后取上清液,再投加 1.0 mg/L 次氯酸钠模拟二次加氯,混合 15 min 后再测定各项指标,考察多点加氯对消毒副产物的控制效果。本试验结果如图 9~图 12 所示。

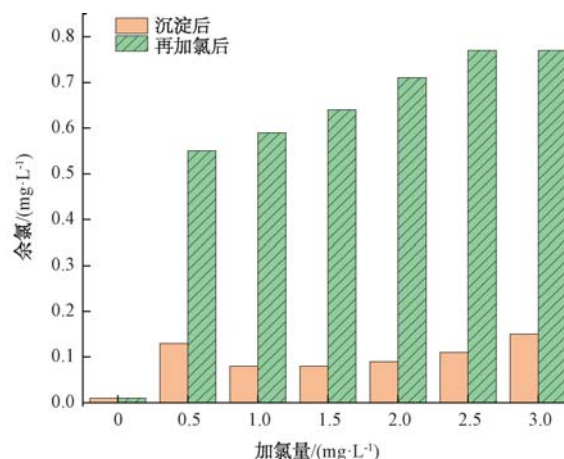


图 9 不同加氯量消毒过程中余氯

Fig. 9 Residual Chlorine in the Process of Disinfection with Different Chlorine Dosage

由图 9~图 10 可知,二次加氯后出水中余氯含量较显著而 UV₂₅₄ 指标呈逐渐下降,在随后的二次加氯中,UV₂₅₄ 指标也是逐渐下降,说明氯的氧化作用对去除水中 UV₂₅₄ 起到了一定的效果。

由图 11 可知,消毒副产物指标 THMs 随加氯量上升而增加,二次加氯后,消毒副产物含量再次上升,特别是首次投加 1.5 mg/L 以下的试验组,消毒副产物出现了明显的上升,2.0 mg/L 以上的消毒副产物上升不明显。根据文献资料显示,小分子有机物是生成消毒副产物的主要前驱物,对比 UV₂₅₄ 和消毒副产物的荧光分析,可以推测氯的氧化作用可

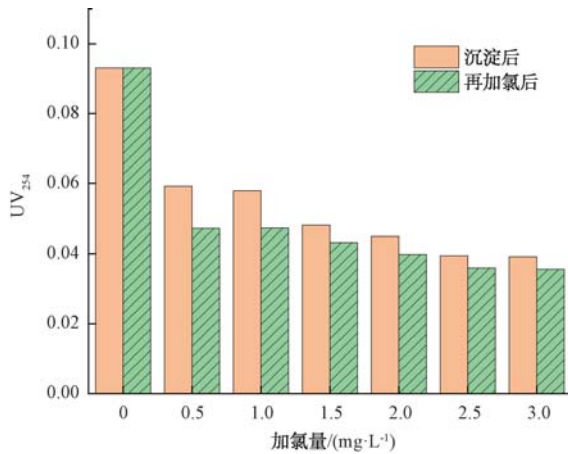


图 10 不同加氯量下 UV₂₅₄ 的变化

Fig. 10 Variation of UV₂₅₄ under Different Chlorine Dosage

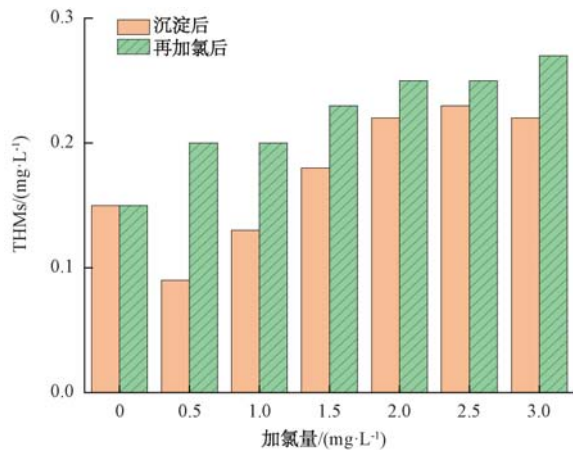


图 11 不同加氯量下 THMs 的变化

Fig. 11 Variation of THMs under Different Chlorine Dosage

能降解了部分大分子有机物,而对 1 kDa 以下的小分子有机物的去除效果不明^[23]。因此,虽然 UV₂₅₄ 随着加氯量的升高而下降,显示有机物得到了氧化分解,但消毒副产物总量随着加氯量的上升而增加。消毒副产物的生成与加氯总量有着密切关系,前后两次加氯总量 2.0 mg/L 的情况下与前加氯 2.0 mg/L 产生的消毒副产物总量几乎相同。本研究说明,多点加氯时,在加氯总量一致的情况下,并不能削减出水中 THMs 的总量。

图 12 是 THMs 不同分量的浓度情况,在生成的 THMs 的 4 个分量中,三氯甲烷占比最大,三溴甲烷基本检测不出,因此,控制三氯甲烷的生成是控制 THMs 的关键。

为揭示多点加氯对消毒副产物量影响的机制,对上述水样进行荧光分析,试验结果如图 13~图 15 所示。

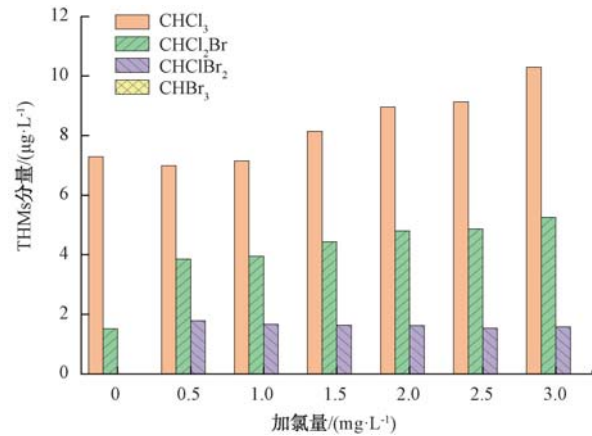


图 12 加氯量对 THMs 各分量的影响

Fig. 12 Effect of Chlorine Dosage Components of THMs

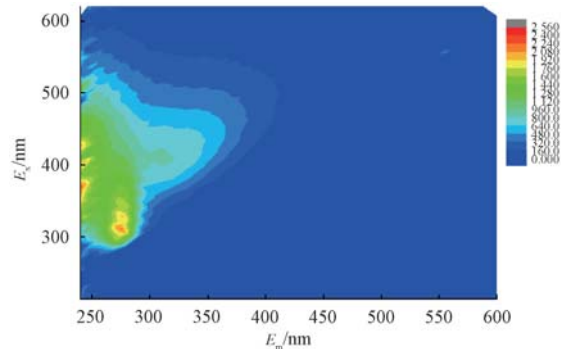


图 13 45 mg/L 聚合氯化铝 + 3 mg/L 次氯酸钠

Fig. 13 45 mg/L Polyaluminium Chloride + 3 mg/L Sodium Hypochlorite

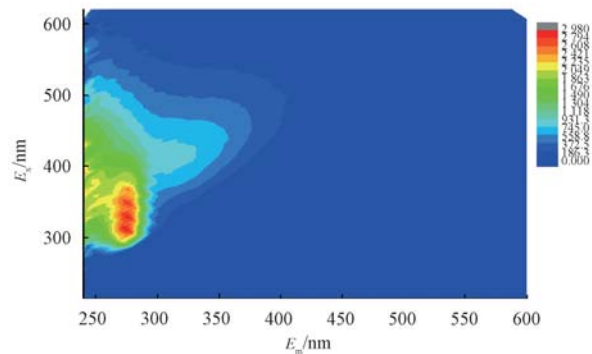


图 14 45 mg/L 聚合氯化铝 + 3 mg/L 次氯酸钠,取上清液再投加 1 mg/L 次氯酸钠

Fig. 14 45 mg/L Polyaluminium Chloride + 3 mg/L Sodium Hypochlorite + 1 mg/L Sodium Hypochlorite (Secondary Chlorination of Supernatant)

在水中添加聚合氯化铝 45 mg/L 后,再采用 3 mg/L 次氯酸钠消毒,如图 7 和图 13 所示,峰 B 面积减小,峰 A、C 强度增加。可知,次氯酸钠的氧化作用可分解水中的腐植酸类物质使得峰 B 面积减小,

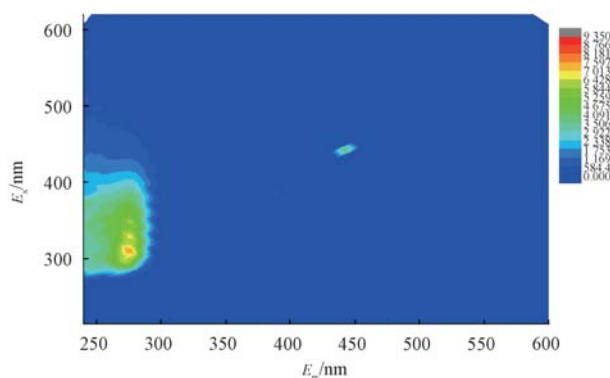


图 15 45 mg/L 聚合氯化铝 + 30 mg/L 粉炭 + 3 mg/L 次氯酸钠,取上清液再投加 1 mg/L 次氯酸钠

Fig. 15 45 mg/L Polyaluminium Chloride + 30 mg/L Powder Activated Carbon + 3 mg/L Sodium Hypochlorite + 1 mg/L Sodium Hypochlorite (Secondary Chlorination of Supernatant)

同时水中的微生物细胞破裂,生成类腐植酸类物质并且释放出溶解性微生物产物、蛋白质、多肽、氨基酸等物质。

如图 13、图 14 所示,多次加氯使得峰 A、B 面积减小,峰 C 面积和强度均增加。再加氯过程中,次氯酸钠主要与类腐植酸和类富里酸类物质,以及腐植酸类物质发生反应,产物中类蛋白类物质增加。

如图 14、图 15 所示,在添加粉末活性炭后,峰 A、B 基本消失,峰 C 面积和强度均大幅减弱。由此可知,粉末活性炭+聚合氯化铝+次氯酸钠工艺可去除大部分腐植酸,类腐植酸和类富里酸类物质,次氯酸的投加使得剩余的腐植酸类物质完全分解生成类蛋白类物质。

通过上述试验可知,粉末活性炭和聚合氯化铝联合作用可以有效降低原水中有机物浓度,这也是粉末活性炭能够削减消毒副产物的主要原因。

3.3 温度变化对消毒副产物生产的影响

从过往水厂记录数据中发现,在不同环境温度条件下,出厂水的消毒副产物浓度有所不同。文献报道,温度每升高 10 °C, THMs 的生成速度就会增加一倍^[24]。因此,试验分别考察水温 10、15、20、25、30 °C 条件下,原水经混凝剂投加量为 45 mg/L,混凝时间为 30 min,沉淀时间为 90 min,消毒后(加氯量为 0~3.0 mg/L 时)上清液中消毒副产物的变化情况。试验结果如图 16~图 19 所示。

由图 16 可知,在 10~30 °C 的试验温度,混凝剂加入后水体浑浊度有明显降低,去除率最高可达

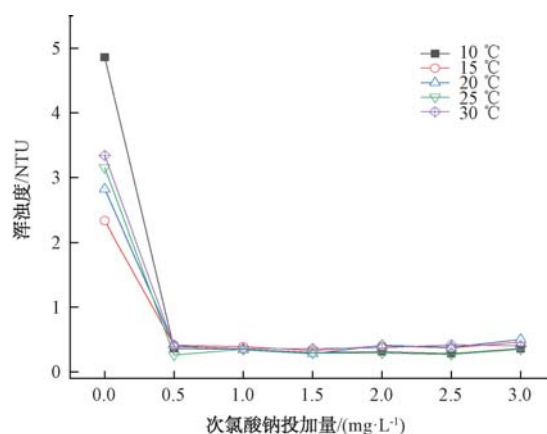


图 16 不同温度条件下浑浊度的变化

Fig. 16 Changes in Turbidity under Different Temperatures

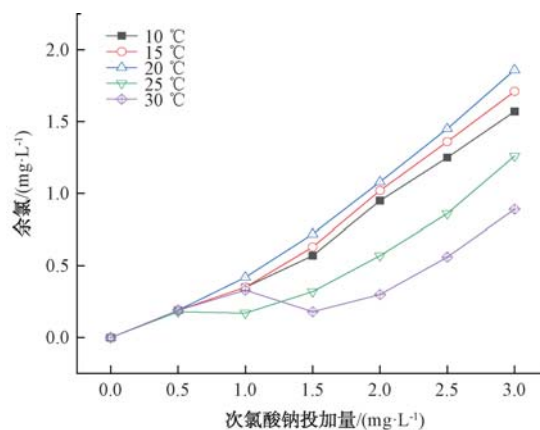


图 17 不同温度条件下余氯的变化

Fig. 17 Changes in Residual Chlorine under Different Temperatures

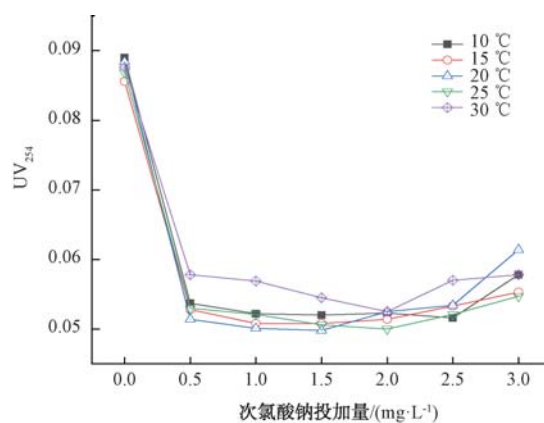


图 18 不同温度条件下有机物的变化

Fig. 18 Changes of Organic Matter under Different Temperatures

92.6%。次氯酸钠的投加对出水浑浊度的降低无明显影响,混凝剂在 UV₂₅₄ 的去除中起到主要作用,在

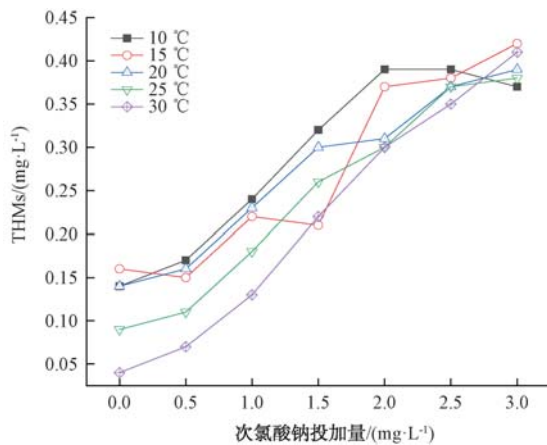


图 19 不同温度条件下消毒副产物的生成变化

Fig. 19 Changes in the Formation of DBPs under Different Temperatures

次氯酸钠的浓度为 2.0 mg/L 以内时,使得 UV_{254} 降低。当消毒剂次氯酸钠的量超过 2.0 mg/L 时, UV_{254} 呈上升趋势,分析可能因次氯酸钠在 254 nm 产生了吸光度引起。

由图 17 可知,水温变化对余氯量有明显影响,当温度大于 20 °C 时,同等消毒剂添加量条件下,温度越高余氯量越低。

由图 18 可知,水温在 25 °C 以下 UV_{254} 的去除情况相似,但水温达到 30 °C 时,过高的温度导致投加的次氯酸出现明显分解,因此,有机物的去除率有所降低。

在次氯酸钠添加量为 1.5 mg/L 以内时,温度越高,消毒副产物的生成物量越低(图 19)。这可能与氯的挥发降低了与水中有机物的反应效率,在水体温度为 10 °C 时消毒副产物的生成量最低。由此可知,控制温度可以有效控制氯的添加总量(如给沉淀池加盖等方式控制夏季水温)。在夏季较高的气温条件下,氯的挥发量增大,需要加大氯的添加量,同时也增加了水中消毒副产物的产生量。因此,建议在夏季需要重点关注水中的消毒副产物的含量。

3.4 生产性试验

在前期粉末活性炭的小试试验中,发现粉末活性炭对消毒副产物的去除具有明显效果,因此,尝试通过在实际生产线的沉淀池入口处添加粉末活性炭以控制消毒副产物的浓度。活性炭的添加量分别为 10 mg/L 和 20 mg/L,次氯酸钠的投加量为 1.5 mg/L,试验结果如图 20~图 21 所示。

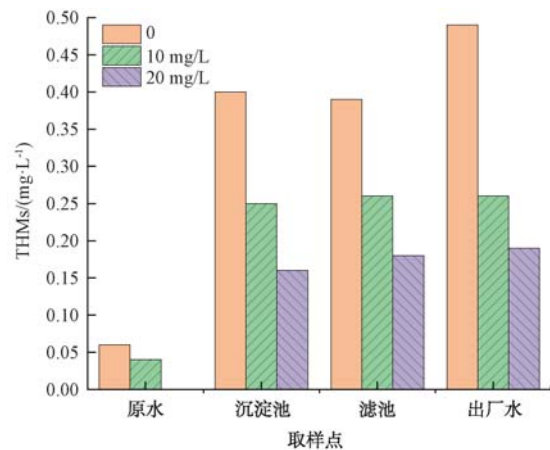


图 20 不同粉末活性炭投加量对 THMs 生成的影响

Fig. 20 Effect of Different Amount of PAC in the Production Line on the Formation of THMs

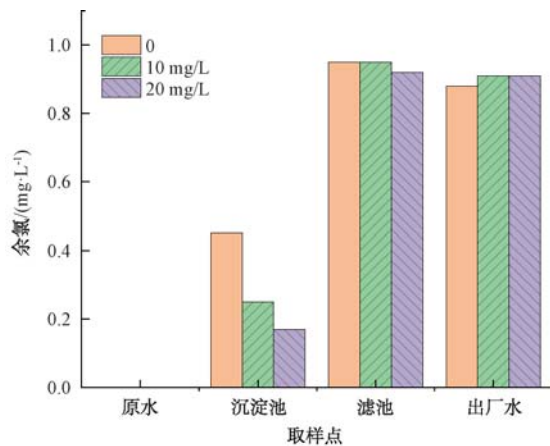


图 21 不同粉末活性炭投加量对余氯量的影响

Fig. 21 Effect of Different Amount of PAC in the Production Line on the Formation of Residual Chlorine

图 20 中,对比粉末活性炭投加量为 10 mg/L 与 20 mg/L 的生产线组,在前加氯量为 1.5 mg/L 的情况下,原出厂水的 THMs 的浓度为 0.49 mg/L,在添加粉末活性炭后,出厂水中 THMs 均小于 0.3 mg/L。20 mg/L 试验组的相较于 10 mg/L 的试验组降低了 26.9%,因此,通过增加粉末活性炭的投加量可以有效控制消毒副产物的生成。粉末活性炭基本在沉淀工艺中得到去除,对滤池出水的余氯基本无影响。

5 结论与建议

本研究以南汇自来水厂原水为处理对象,考察了活性炭吸附、多点加氯以及不同温度等对消毒副产物控制的影响,研究得到以下结论。

(1)投加粉末活性炭可增加原水中有机物的去除率,在试验范围内,活性炭浓度越高,去除率越高;投加粉碳 15~20 mg/L 后,THMs 的控制效果明显,即使加氯量达到 3 mg/L,THMs 也不超过 0.15 mg/L,是适合水厂控制 THMs 的便捷方法。

(2)通过多点加氯,可以有效降低前期加氯造成的消毒副产物生成量,让混凝剂与水中的前体物充分反应去除,再通过二次加氯保证消毒质量。另外,多点加氯时,在加氯总量一致的情况下,并不能削减出水中 THMs 的总量。

(3)水温变化对余氯量有明显影响,当温度大于 20 ℃ 时,同等消毒剂添加量条件下,温度越高余氯量越低。在次氯酸钠添加量为 1.5 mg/L 以内时,温度越高,消毒副产物的生成物量越低,这可能与氯的挥发降低了水中有机物的反应效率有关,在水体温度为 10 ℃ 时消毒副产物的生成量最低。

(4)消毒过程中水中的 DBPs 各组分含量均符合《生活饮用水卫生标准》相关限值,其中三氯甲烷含量最高,最大可达 10.3 μg/L,其次是一溴二氯甲烷和二溴一氯甲烷,浓度达到了 5.25 μg/L 和 1.58 μg/L,但三溴甲烷基本检测不出。因此,控制三氯甲烷的生成是控制 THMs 的关键。

本研究推荐采用添加粉末活性炭、控制水温(夏天池子加盖)的方法削减南汇自来水厂出水中 THMs 的总量。本研究为南汇自来水厂优化控制水处理工艺,降低自来水中消毒副产物的量提供了技术支撑,也为其他相关自来水厂消毒副产物的控制提供了实操性的建议和技术依据。

参考文献

- [1] CANTOR K P, LYNCH C F, HILDESHEIM M E, et al. Drinking water source and chlorination by-products in iowa: III. Risk of bladder cancer[J]. *Epidemiology*, 1999(6): 552-560.
- [2] KING W D, MARRETT L D. Case-control study of bladder cancer and chlorination by products in treated water (Ontario, Canada)[J]. *Cancer Causes and Control*, 1996, 7(6): 596-604.
- [3] 孙卫玲, 温丽丽, 朱珺, 等. 饮用水中三卤甲烷的形成与控制技术回顾与展望[J]. *应用基础与工程科学学报*, 2003(4): 361-369.
- [4] 方超. 给水处理中消毒副产物的控制技术研究[D]. 杭州: 浙江工业大学, 2019.
- [5] MORIMOTO K, KOIZUMI A. Trihalomethanes induce sister chromatid exchanges in human lymphocytes in vitro and mouse bone marrow cells in vivo[J]. *Environmental Research*, 1983(3): 72-79.
- [6] FUJIE K, AOKI T, WADA M. Acute and subacute cytogenetic effects of the trihalomethanes on rat bone marrow cells in vivo[J]. *Mutation Research*, 1990(3): 111-119.
- [7] ROOK J J. Haloforms in drinking water[J]. *Journal-American Water Works Association*, 1976(3): 168-172.
- [8] STEVENS A A, SLOCUM C J, SEEGER D R, et al. Chlorination of organics in drinking water[J]. *Journal-American Water Works Association*, 1976(11): 615-620.
- [9] SYMONS J M, KRASNER S W, SIMMS L A, et al. Measurement of THM and precursor concentration: The effect of bromide ion[J]. *Journal-American Water Works Association*, 1993(1): 51-62.
- [10] SINGER P C, OBOLENSKY A, GREINER A. DBPs in chlorinated North Carolina drinking waters[J]. *Journal-American Water Works Association*, 1995(10): 83-92.
- [11] SKETCHELL J, PETERDON H G, CHRISTOFI N. Disinfection by-product formation after biologically assisted GAC treatment of water supplies with different bromide and DOC content[J]. *Water Research*, 1995(12): 2635-2642.
- [12] FANG J Y, YANG X, MA J, et al. Characterization of algal organic matter and formation of DBPs from chlor(am)ination[J]. *Water research*, 2010(20): 5897-5906.
- [13] LIN H C, WANG G S. Effects of UV/H₂O₂ on NOM fractionation and corresponding DBPs formation[J]. *Desalination*, 2010(6): 221-226.
- [14] 吴梅. 典型自来水处理工艺中消毒副产物生成规律及去除技术研究[D]. 苏州: 苏州科技大学, 2019.
- [15] 邹琳, 周圣东, 顾新春, 等. 加氯对不同工艺出水消毒副产物生成的研究[J]. *中国给水排水*, 2019, 35(5): 1-7.
- [16] KOCH B, KRASNER S W, SCLIMENTI M J, et al. Predicting the formation of DBPs by the simulated distribution system[J]. *Journal-American Water Works Association*, 1991(10): 62-70.
- [17] NIEMINSKI E C, CHAUDHURI S, LAMOREAUX T. The occurrence of DBPs in Utah drinking waters[J]. *Journal-American Water Works Association*, 1993(9): 98-105.
- [18] 成嘉蕾. 城市污水再生氯消毒过程中消毒副产物的生成及工艺控制[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2014.
- [19] 刘静. 饮用水组合氯化消毒工艺研究[D]. 北京: 清华大学, 2009.
- [20] 林英姿, 吕尊敬. 饮用水氯消毒副产物的控制研究[J]. *中国资源综合利用*, 2017, 35(12): 62-66.
- [21] 苗雨, 翟洪艳, 于珊珊, 等. 活性炭吸附对藻类有机物的去除及其消毒副产物的控制[J]. *环境科学*, 2017, 38(9): 3738-3746.
- [22] WONG S, NGADI N, INUWA I M, et al. Recent advances in applications of activated carbon from biowaste for wastewater treatment: A short review[J]. *Journal of Cleaner Production*,

- 2018(6): 361-375.
- [23] 汪雪姣. 氯胺消毒特性及其副产物的生成研究[D]. 上海: 同济大学, 2008.
- [24] KAVANAUGH M C, TRUSSELL A R, CROMER J, et al. An empirical kinetic model of trihalomethane formation: Applications to meet the proposed THM standard[J]. Journal-American Water Works Association, 1980(10): 578-582.

【编辑推荐】长距离原水输送的供水系统中,为保证输水过程中的水质问题,原水中会增设预加氯环节,从而可能引发进厂水中消毒副产物的风险。文中针对这一类型原水条件的水厂,结合理论分析、小试研究和生产性试验,分别研究了投加吸附剂、多点加氯等手段对消毒副产物的去除和控制,作为更高水质标准管理目标的精准化生产应用实践案例,可为相似条件水厂的生产管理能级提升提供借鉴。

(上接第 100 页)

- [3] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 不锈钢和耐热钢牌号及化学成分: GB/T 20878-2007[S]. 北京: 中国标准出版社, 2007.
- [4] 薄鑫涛. 常用不锈钢种类及特点[J]. 热处理, 2016, 31(2): 5-5.
- [5] 季文华. 不锈钢的分类与选择[J]. 科技信息, 2012(4): 455-455.
- [6] 陈礼斌, 高永春. 不锈钢技术及其发展[J]. 河北冶金, 2011(3): 5-12.
- [7] 岑永权. 不锈钢的分类、开发和展望[J]. 浙江冶金, 2018(2): 10-11, 35.
- [8] 李强. 中国不锈钢产业从“量增”转向“质变”[N]. 现代物流报, 2015-07-05.
- [9] 白晓慧, 蔡云龙, 支兴华, 等. 供水管网不同管材内壁微生物分布的显微观察[J]. 环境科学, 2009, 30(9): 2555-2559.
- [10] 王薇, 任红星, 胡震超, 等. 管材对供水管网生物膜微生物种群多样性的影响[J]. 环境科学学报, 2015, 35(3): 699-704.
- [11] 王小勇, 罗家明, 黄乐庆, 等. 浅论不锈钢复合管在市政管网中的应用前景[C]. 北京: 第十一届中国钢铁年会, 2017.
- [12] 熊蓉春, 贾成功, 魏刚. 二维和三维电极法催化降解染料废水[J]. 北京化工大学学报(自然科学版), 2002(5): 34-37.
- [13] 崔艳萍, 杨昌柱. 复极性三维电极处理含酚废水的研究[J]. 能源环境保护, 2004(1): 23-26.
- [14] 靳捷, 刘奕梅, 邵俊捷, 等. 基于阴极材料优化的微生物电解池研究进展[J]. 化工进展, 2016, 35(2): 595-603.
- [15] 谢艳艳, 吉凯锋, 纪婧, 等. 膜-高效藻类塘工艺处理污水厂尾水[J]. 水处理技术, 2016, 42(6): 67-70, 75.
- [16] 张蒙. 宝钢不锈钢带钢酸洗工艺及废水处理[J]. 江西冶金, 2014, 34(3): 36-39.
- [17] ROSOCKA R M. A review on methods of regeneration of spent pickling solutions from steel processing[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010(1): 57-69.
- [18] 贺慧, 赵俊学, 马红周, 等. 不锈钢酸洗废水处理技术分析[J]. 甘肃冶金, 2009, 31(5): 42-46.
- [19] 高亮. 不锈钢酸洗废水处理中的污泥减排技术[J]. 中国给水排水, 2009, 25(10): 83-86.
- [20] 贾燕, 汪洋. 重金属废水处理技术的概况及前景展望[J]. 中国西部科技, 2007(4): 10-13.
- [21] 张英勇. 概论重金属离子废水处理的机理与操作条件[J]. 有色金属加工, 1997(3): 50-53.
- [22] 柳雨. 不锈钢酸洗废液的回收和处理技术[J]. 世界钢铁, 2011, 11(6): 38-42.
- [23] 潘世华, 石磊, 刘金成. 不锈钢冷轧重金属污泥减量与资源化[J]. 钢铁, 2015, 50(12): 129-35.
- [24] 陈治国, 简小龙, 吴栋. 不锈钢冷轧含酸、含铬废水处理重金属污泥回收技术研究[J]. 工业水处理, 2013, 33(6): 93-95.
- [25] 杨才杰, 刘福强, 侯鹏, 等. 不锈钢酸洗废水资源化处理技术进展与展望[J]. 工业水处理, 2011, 31(11): 1-5.
- [26] 李小明, 李文锋, 王尚杰, 等. 不锈钢酸洗废液的处理与回收技术综述[J]. 化工环保, 2012, 32(6): 511-515.
- [27] 周光升, 俞国安. 冷轧不锈钢酸洗废酸焙烧法回收工艺评述[J]. 宝钢技术, 2003(s1): 1-2, 23.
- [28] BERGSTR M R, FORTKAMP U, TJUS K. Development of a recovery system for metals and acids from pickling baths using nanofiltration and crystallisation[R]. Stockholm: IVL Swedish environmental research institute ltd, 2006.
- [29] 赵俊学, 贺慧, 马红周, 等. 不锈钢酸洗废水蒸酸研究[J]. 钢铁钒钛, 2010, 31(1): 84-87.