

供排水企业运行及管理成果专栏

钱勇, 王子祎. 基于衰减模型的小口径供水管道余氯衰减分析[J]. 净水技术, 2023, 42(8):180-189.

QIAN Y, WANG Z Y. Analysis of residual chlorine attenuation in small-diameter pipelines based on attenuation model [J]. Water Purification Technology, 2023, 42(8):180-189.

基于衰减模型的小口径供水管道余氯衰减分析

钱勇*, 王子祎

(苏州市自来水有限公司, 江苏苏州 215002)

摘要 随着各地高品质水工程的推进, 淘汰劣质管材已成为各供水企业的普遍共识。余氯是末端供水的重要指标, 但是目前各供水企业对于各种管材对余氯的影响差异以及影响机理尚不明确, 不利于换管选材的开展。文中通过试验分析了小口径管道中余氯衰减的主要影响因素。在消除水体主反应耗氯的情况下对各类管材的耗氯能力进行了比较, 并通过试验测得各管道的管壁反应耗氯系数。此外, 结合各主流管道耗氯理论对管壁耗氯反应的机理进行分析。试验表明, 304、316 不锈钢的余氯衰减显著低于镀锌钢管, 并且不恰当焊接的不锈钢管道耗氯程度甚至高于镀锌钢管。根据试验结果以及前人提出的余氯衰减的机理模型, 总结出小口径管道余氯衰减的基本模式, 分析可知铁氧化成三价铁的过程是管壁反应耗氯的主要来源, 铁质的暴露程度对于管道耗氯具有决定性的影响, 并在实际管道供水末端实地检测水样余氯验证了理论。结论表明, 小口径管道中管壁反应耗氯占了总体耗氯的绝大部分, 并且铁质是管壁反应的主要因素。各供水企业应选择不锈钢材质或塑料等材质的管道。

关键词 余氯 管网末梢 衰减模型 管材 水力模型

中图分类号: TU991 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2023)08-0180-10

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2023.08.023

Analysis of Residual Chlorine Attenuation in Small-Diameter Pipelines Based on Attenuation Model

QIAN Yong*, WANG Ziyi

(Suzhou Water Supply Co., Ltd., Suzhou 215002, China)

Abstract With the promotion of high-quality water projects, it has become a consensus to eliminate inferior pipes for water supply enterprises. Residual chlorine is an important indicator of end-of-pipe water supply, but at present, the difference and mechanism of the impact of various pipes on residual chlorine in water supply enterprises are not clear, which is not conducive to the development of pipe replacement and material selection. In this paper, the main influencing factors of residual chlorine attenuation in small-diameter pipeline were analyzed through experiments. Under the condition of eliminating the chlorine consumption of main reaction in water body, the chlorine consumption capacity of various pipes was compared, and the chlorine consumption coefficient of pipe wall reaction was measured through tests. The mechanism of the chlorine consumption reaction on the pipe wall was analyzed based on the chlorine consumption theory of the mainstream pipes. The test showed that the residual chlorine attenuation of 304 and 316 stainless steel was significantly lower than that of galvanized steel pipe, and the chlorine consumption of improperly welded stainless steel pipe was even higher than that of galvanized steel pipe. According to the test results and the mechanism model of residual chlorine attenuation proposed by the predecessors, the basic mode of residual chlorine attenuation in small diameter pipeline was summarized. The analysis

[收稿日期] 2023-02-21

[基金项目] 住房和城乡建设部研究开发项目(2021-K-131); 苏州市科技计划项目(SS2019040)

[通信作者] 钱勇, 男, 高级工程师, 主要从事饮用水生产、管理、运营等方面的技术研究、应用与管理, E-mail: 2486516775@qq.com。

showed that the process of iron oxidation to ferric iron was the main source of chlorine consumption in the reaction of pipe wall, and the exposure degree of iron had a decisive impact on the chlorine consumption of pipeline. The theory was verified by detecting residual chlorine in the water sample at the end of actual pipeline water supply. The conclusion showed that the chlorine consumption of pipe wall reaction accounts for the majority of the total chlorine consumption in small diameter pipes, and iron was the main factor of pipe wall reaction. Each water supply enterprise shall select stainless steel or plastic and other non-ferrous pipes.

Keywords residual chlorine pipe network end attenuation model pipe material hydraulic model

随着我国经济不断发展,居民对自来水水质的要求不断提高。对于用户端“龙头”水质而言,余氯的含量更为重要。在《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)中规定,龙头水余氯质量浓度不得低于0.05 mg/L。低余氯量极易导致微生物的孳生,在增加居民的健康风险的同时导致水体浑浊度、色度等直接感官性状的变化,增加居民对行业的质疑。消毒剂添加后,必须确保管网水中存在足够的余氯浓度来抑制微生物的再生,因此,控制余氯在管道末端的衰减就尤为重要^[1]。

通常认为影响末梢余氯浓度的因素众多,例如,初始氯浓度^[2]、温度^[3]、管材^[4]、总有机碳(TOC)浓度^[5]、pH^[6]等。但这些针对影响末梢余氯消耗的各因素的研究,且大多是处于实验室小试阶段,未在实际场景中进行验证考察。因此,本文在对管道末端余氯的消耗模式进行了分析的基础上,通过理论和试验得出了影响管网末梢余氯的最主要因素,并在实际管网中进行了相应的验证研究。

1 小口径管道余氯基本衰减模式

供水管网中余氯衰减的原因,主要是主体水衰减和管壁衰减2种^[7]。主体水衰减指的是供水管道中存在的微生物、有机物以及无机物等与氯发生反应所造成的余氯消耗;管壁衰减指的是管壁在长期使用过程中所产生的沉淀物以及附着微生物等能够与氯相互反应,引起的余氯消耗^[6]。基于以上2个方面,余氯在水中衰减的基本形式可以表述为式(1)。

$$\frac{dC}{dt} = -k_c C - \frac{k_w k_f}{r_h(k_w + k_f)} C \quad (1)$$

其中: C ——水中余氯质量浓度,mg/L;
 t ——时间,d;
 k_c ——水体主反应系数, d^{-1} ;
 k_f ——传质影响系数,m/d;
 k_w ——管壁反应系数,m/d;

r_h ——水力半径,m。

式(1)中的第一项 $k_c C$ 代表着在水中氯与有机物或无机物反应所消耗的余氯量,第二项 $\frac{k_w k_f}{r_h(k_w + k_f)} C$ 代表着余氯与管壁铁、亚铁或其他沉积物反应所消耗的余氯量。管壁与水体存在反应面积的问题,因此引入传质系数来表示因余氯传递而损失的中心水体余氯。定义管壁耗氯速率 k_b ,由式(1)可知, k_b 是管壁反应系数 k_w 与传质系数 k_f 的函数,即式(2)。具体关系如图(1)所示。

$$k_b = \frac{k_w k_f}{r_h(k_w + k_f)} \quad (2)$$

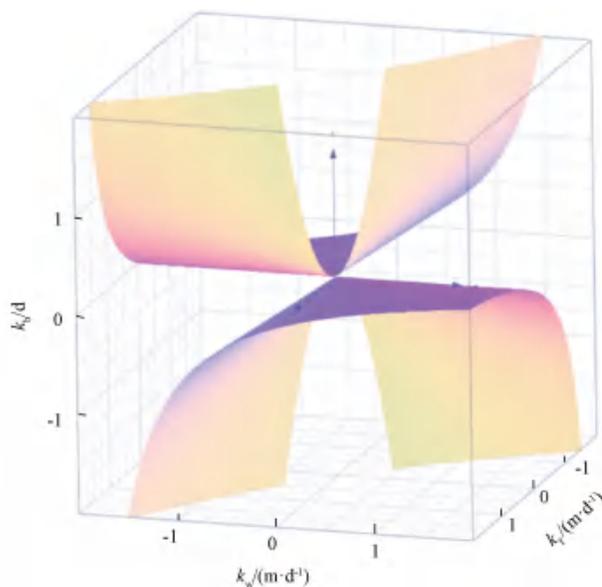


图1 管壁耗氯与管壁反应系数和传质系数关系

Fig. 1 Relationship between Pipe Wall Chlorine Consumption and Pipe Wall Reaction Coefficient and Mass Transfer Coefficient

Mutoti 等^[8]在文章中指出,同种管材下,湍流态和层流态的管壁反应系数会有极大的差异,在雷诺数(Re)小于2 500时,管壁反应速率很小(图2)。而在进入湍流态后,随着 Re 的增大管壁反应系数急剧增大。

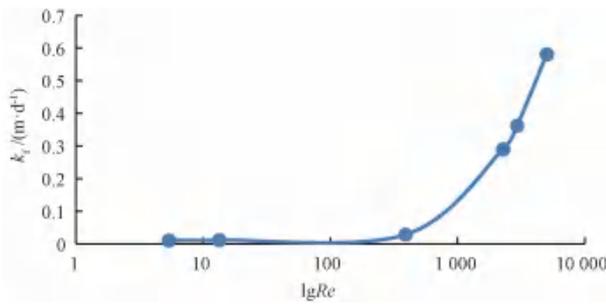


图2 传质系数与 Re 关系

Fig. 2 Relationship between Mass Transfer Coefficient and Re

综上,可以认定在层流管壁反应中,起主要限制因素的是余氯的传质速率。而由式(1)可知,此时管壁耗氯与传质系数近似成正比关系,即 k_b 仅受 k_f 影响(图3)。管壁附近 Fe^{2+} 的含量远大于 $HClO$,因此,余氯与 Fe^{2+} 的反应可以认为是零级反应。只要存在余氯,反应就会发生。而在大部分输水管道中,余氯总是存在的,该反应实际取决于氯离子的传递速率。因此,管壁铁与余氯的反应仅受氯离子的传质影响,可以认为,管壁反应速率在这种情况下可以用 k_f 替代。

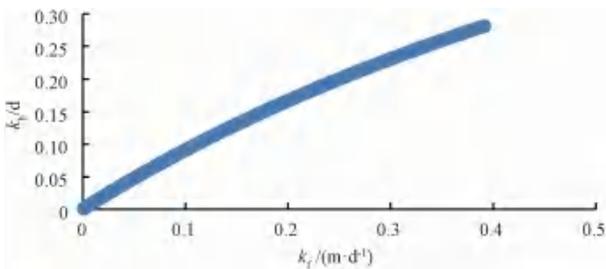


图3 k_b 与 k_f 关系

Fig. 3 Relationship between k_b and k_f

在层流态,传质系数可用式(3)表示^[9]。

$$k_f = 3.65 + \frac{0.0668 \left(\frac{vd^2}{LD} \right) \frac{v}{d}}{1 + 0.04 \left(\frac{vd^2}{LD} \right)^{\frac{2}{3}} \frac{v}{d}} \quad (3)$$

其中: v ——水的流速, m/s;

d ——管径, m;

L ——管长, m;

D ——余氯在水中的扩散系数(20℃时, $D=0.10 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{d}$), m^2/d ;

由此可知,在管道内当管径越大,流速越小, k_f 越小,余氯消耗速率越低,并且管径对余氯的影响更

为明显。因此,在小口径管道的传质耗氯为主要作用的情况下,那么管网中的余氯消耗如式(4)。

$$C = -kt \quad (4)$$

其中, t 计算方式如式(5)。

$$t = \frac{L}{v} \quad (5)$$

结合式(5)得到耗氯量计算如式(6)。

$$C = 3.65 + \frac{0.0668 \left(\frac{vd^2}{LD} \right) \frac{v}{d}}{1 + 0.04 \left(\frac{vd^2}{LD} \right)^{\frac{2}{3}} \frac{v}{d}} \times \frac{L}{v} \quad (6)$$

在管网末端用水量低峰段,通常存在以下情况:只有枝状管网的某个末端用水,此时管网某片分管网内所有管道流量相等[式(7)]。

$$Q_1 = Q_2 = \dots = Q_n \quad (7)$$

流量公式如式(8)。

$$Q = \frac{d^2}{4} \pi v \quad (8)$$

代入式(8)得到式(9)。

$$k_f = 3.65 + \frac{0.0668 \left(\frac{4Q}{\pi LD} \right) \frac{v}{d}}{1 + 0.04 \left(\frac{4Q}{\pi LD} \right)^{\frac{2}{3}} \frac{v}{d}} \quad (9)$$

$$\text{令 } k_q = 3.65 + \frac{0.0668 \left(\frac{4Q}{\pi LD} \right) \frac{v}{d}}{1 + 0.04 \left(\frac{4Q}{\pi LD} \right)^{\frac{2}{3}} \frac{v}{d}}, \text{ 可以得}$$

到式(10)。

$$k_f = \frac{k_q}{d} \quad (10)$$

其中: k_q ——传质耗氯速率, mg/min。

所以在以传质耗氯占主体的管道中,管径与传质耗氯速率呈反比例关系。

一般居民夜间停用水时间为 8 h,此时流速为 0,因此,可计算 k_q 为 $3.65 \times 10^{-4} \text{ mg/min}$ 。

根据理论计算表明,管壁消耗会对余氯的产生更大影响,极易因为余氯降低而导致龙头水微生物超

标。因此,进行试验证明该理论具有实际可行性^[10]。

2 试验方法

2.1 小口径管道余氯衰减试验装置

在苏州市自来水有限公司的中试基地构建了如图4所示的小口径管道余氯衰减试验装置。分别选

用304不锈钢、无规共聚聚丙烯(PPR)、铝塑、镀锌、焊接316不锈钢以及聚苯乙烯基吡啶(PSP)钢塑复合管6种常见入户管材作为试验对象,管径均为DN20。通过单一管道进行分水后进入各试验管道,管道与管道之间均通过阀门实现流量控制。

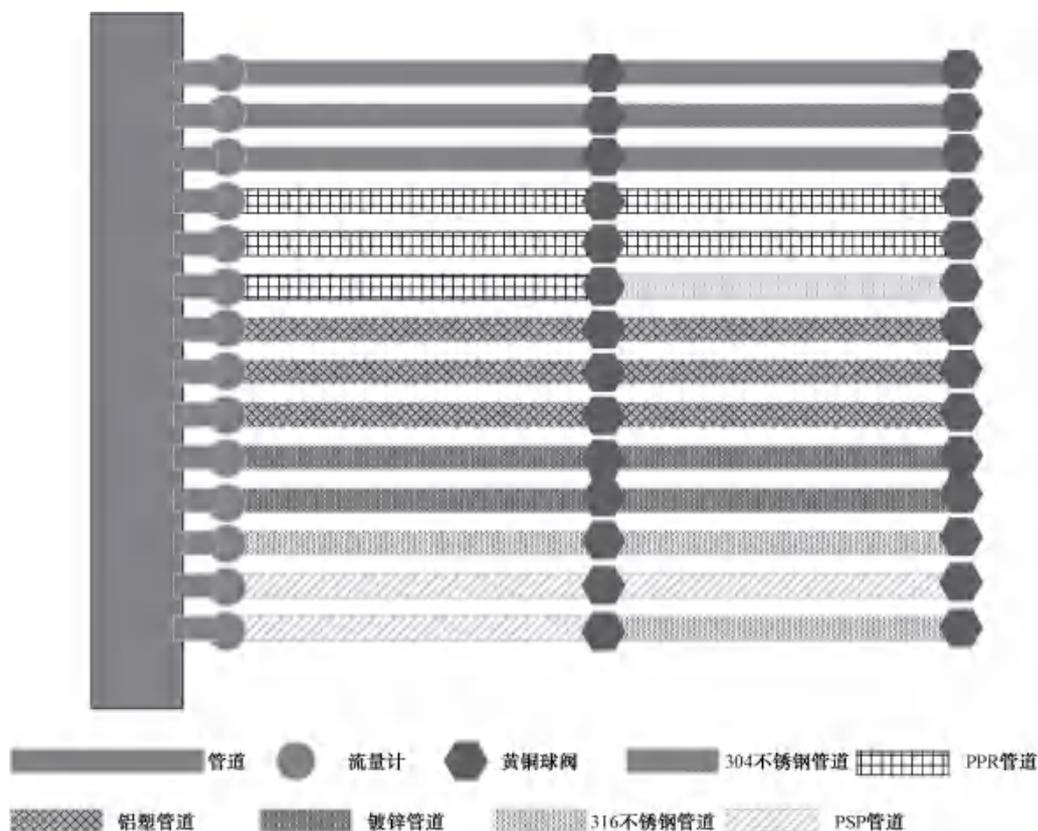


图4 小口径管道试验装置

Fig. 4 Experimental Device for Small-Diameter Pipelines

2.2 管道余氯衰减影响因素分析

取砂滤池出水,将水通入试验水箱后补氯至0.7 mg/L后静置3 d,等待余氯与水中有机物充分反应,以消除水体主反应系数耗氯的影响。

3 d内通过取样管分别取上层水和下层水检测余氯浓度,测得上下层水余氯质量浓度均为0.3 mg/L且保持稳定,此时可视作水中主要有机物质已反应完毕并上下层已混合均匀,可作为排除水体主反应耗氯的影响。

以上述水样作为试验的初始条件。等试验用水充分充满各管道后,封闭管道末端黄铜球阀,每隔30 min取水样进行余氯测定,每次打开末端阀门放水50 mL进行余氯浓度测定。

2.3 管道余氯衰减速率分析

基于本文1小节中理论可知,在 k 相同的情况下,同等反应时间管道内初始余氯浓度和末端余氯浓度成正比关系。因此,使用不同初始余氯浓度的水封闭相同时间,即可求得各管道的耗氯速率常数。

取砂滤池出水,将水通入试验水箱后分别补氯至0.05、0.8 mg/L和4 mg/L进行试验,待水箱中余氯上下混匀后打开阀门,使水充分充满各试验管道。

封闭管道末端黄铜球阀,将水封存24 h后测定余氯浓度,打开末端阀门放水50 mL进行余氯浓度测定。

3 结果与讨论

3.1 管道余氯衰减影响因素分析

静态管道余氯3 h内衰减趋势如图5所示。

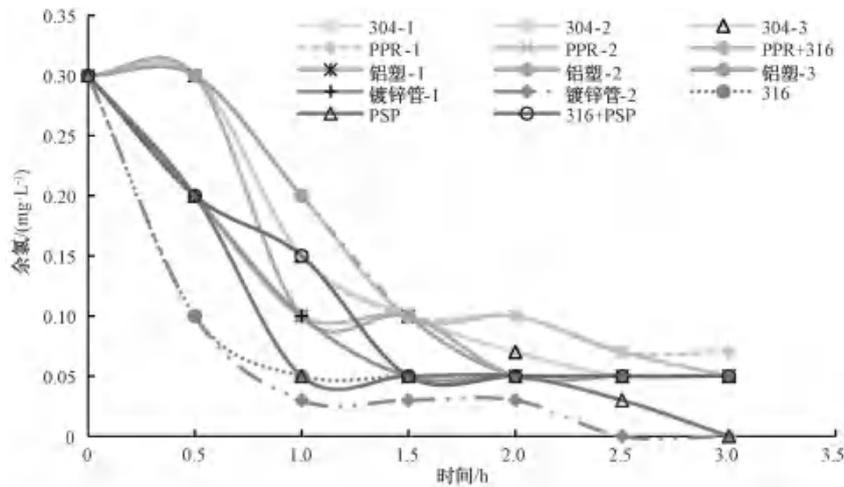


图5 静态小口径管道余氯时间衰减

Fig. 5 Static Small-Diameter Pipeline Chlorine Attenuation with Time

由图5可知,各种管道0.5 h内的耗氯量就有明显的差异,之后则总体呈现缓慢下降趋势,考虑到取样会造成水体流动。因此,1 h之后的衰减速率包含了水体混合而引起的余氯升降以及管壁微生物

生长所带来的余氯消耗。

以0.5 h的采样情况看,各管道的余氯衰减基本可分为快速、中速、不变3种衰减情况,具体衰减如表1所示。

表1 余氯衰减拟合参数

Tab. 1 Fitting Parameters of Chlorine Consumption Rate

采样时间/h	304-1	304-2	304-3	PPR-1	PPR-2	PPR+316	铝塑-1	铝塑-2	铝塑-3	镀锌管-1	镀锌管-2	316	PSP	316+PSP
0	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.2	0.3	0.3	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	0.2

注:除采样时间外,其余单位为 mg/L。

由表1可知,其中衰减基本不变的有304-1、304-2、304-3、PPR-1、PPR-2、铝塑-1和铝塑-2;中速的有PPR+316、铝塑-3、镀锌管-1、PSP和316+PSP;耗氯较快的有镀锌管-2和316管道。在排除水体主反应对氯的消耗后,管道中的耗氯反应基本全为管壁反应所造成的余氯消耗,可以发现在管道中基本为含铁量越高的管道余氯衰减越快。具体含铁量为304-1(0.28 mg/L)、304-2(0.27 mg/L)、304-3(0.27 mg/L)、PPR-1(0.27 mg/L)、PPR-2(0.27 mg/L)、PPR+316(0.36 mg/L)、铝塑-1(0.27 mg/L)、铝塑-2(0.27 mg/L)、铝塑-3(0.27 mg/L)、镀锌管-1(0.25 mg/L)、镀锌管-2(0.46 mg/L)、316(0.4 mg/L)、PSP(0.46 mg/L)、316+PSP(0.45 mg/L)(图6)。

在管道中,铁和水中的溶解氧发生反应,负极反应为式(11),正极反应为式(12)。而另一方面,氯在水中歧化产生HClO,而HClO与水中的Fe²⁺进一步发生反应,其反应表达式为式(13)。

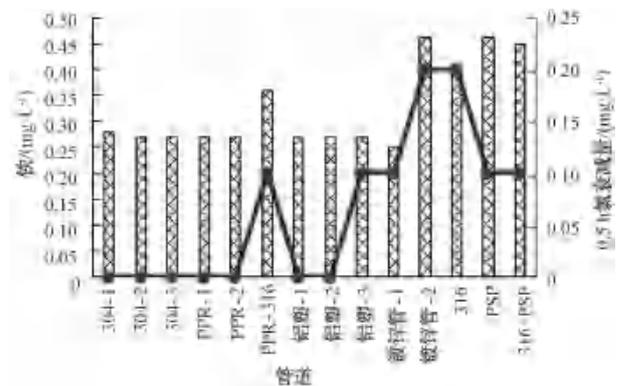
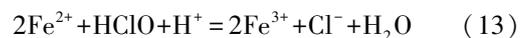
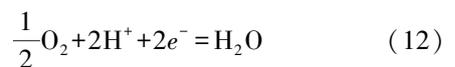


图6 静态小口径管道余氯衰减和铁质量浓度关系

Fig. 6 Residual Chlorine Attenuation and Iron Mass Concentration of Static Small-Diameter Pipelines



LU等^[11]指出在管道中,铁的溶解主要来自与水中溶解氧的反应,而余氯和铁的直接电化学反应

只占到很小的一部分。因此,余氯的消耗主要来自和二价铁的化学反应。

由此可见,基本上衰减速度与管道内壁材质铁含量有关,PPR 和铝塑管道内壁为塑料,304 不锈钢管道内壁有氧化铬保护层。而无衬塑镀锌钢管内壁含有大量铁质,因此,引起余氯的极大消耗。316 不锈钢理应衰减速度较慢,但是本试验所用 316 管道均经过焊接,焊接部位含有大量铁素体,会导致大量 Fe^{2+} 的产生,从而导致余氯的损耗。张剑桥等^[12] 的研究结果也验证了此结论。

为了证明确实是由于焊接产生的铁素体对余氯产生影响,进一步选取 304 和 316 不锈钢的焊接件以及未经焊接的 304、316 不锈钢管段和不含铁的 PPR 管段使用砂滤水加氯至 1 mg/L 进行浸泡,试验结果如图 7 所示。

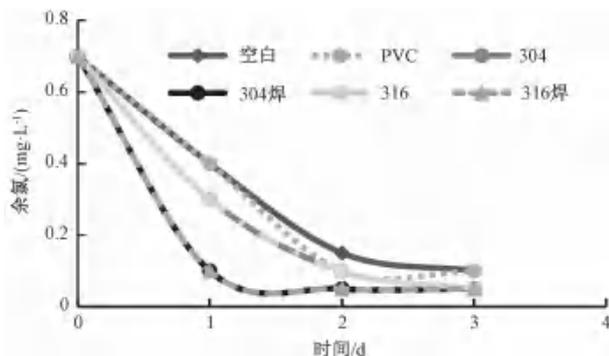


图 7 焊接不锈钢管道余氯衰减

Fig. 7 Attenuation of Residual Chlorine in Welding Stainless Steel Pipes

由图 7 可知,各类管材中经过焊接的管道耗氯速率明显高于未焊接管道,经过焊接的 304 焊和 316 焊不锈钢在 1 d 内余氯质量浓度即降至 0.1 mg/L,而不含铁质的 PVC 管道与空白对照组余氯衰减基本相近,可以认为是由水体主反应导致的余氯消耗,耗氯速率低于 304 和 316 不锈钢管道,由此可见不锈钢管道仍然会有一部分的铁质溶出造成余氯的降低,因此,在忽略水体主反应耗氯时,含铁量是引起管道水中余氯消耗的主要原因(图 8)。

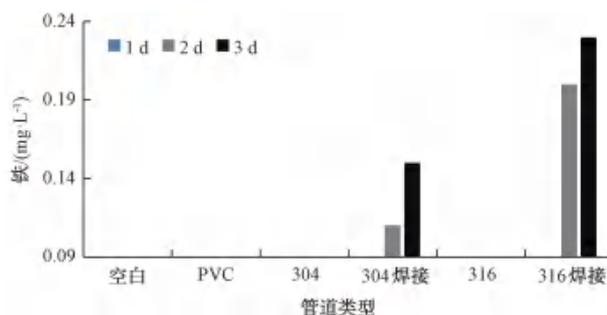


图 8 不锈钢管道焊接铁质量浓度

Fig. 8 Mass Concentration of Welding Iron Stainless Steel Pipe

3.2 不同浓度静态管道余氯衰减

不同浓度的初始余氯静态衰减 24 h 后结果如图 9 所示。

在长时间的层面上,不含铁质的 PPR 管道的余氯总体衰减速度较为缓慢,钢铁类管道均有较大的耗氯速率。

根据式(4)可知,对不同时间的氯消耗拟合即可求得 k 。

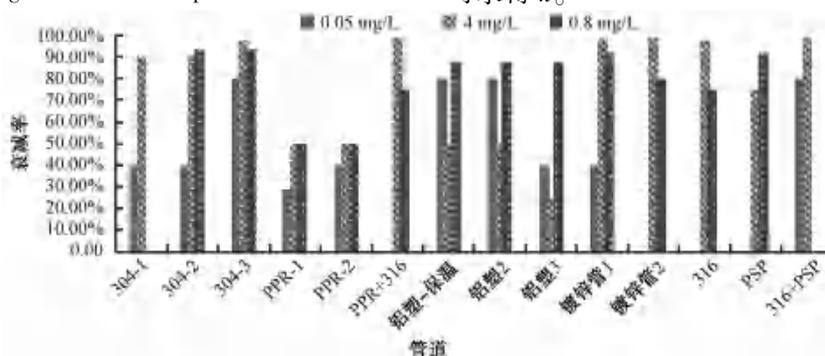


图 9 不同初始浓度余氯 24 h 衰减率

Fig. 9 24 h Attenuation of Residual Chlorine under Different Initial Concentrations

由图 10 可知,耗氯速率由小到大排序分别为铝塑、PPR、PSP、304、304 焊蚀、316 焊蚀、镀锌钢管和 316+PSP。具体拟合参数如表 2 所示。

根据 3.1 小节可知,塑料管道衰减速率与水体主反应系数基本相近,仅存在部分由铁质主管所带

来的铁质,因此,认为铝塑管和 PPR 管道的耗氯速率近似于水体主反应耗氯速率,得到各管道的管壁反应相关速率,如图 11 和图 12 所示。不锈钢管道因为有氧化铬保护层,管壁反应耗氯速率仅约为其余管道的 1/2。PSP、304、304 焊蚀、316 焊蚀、镀锌

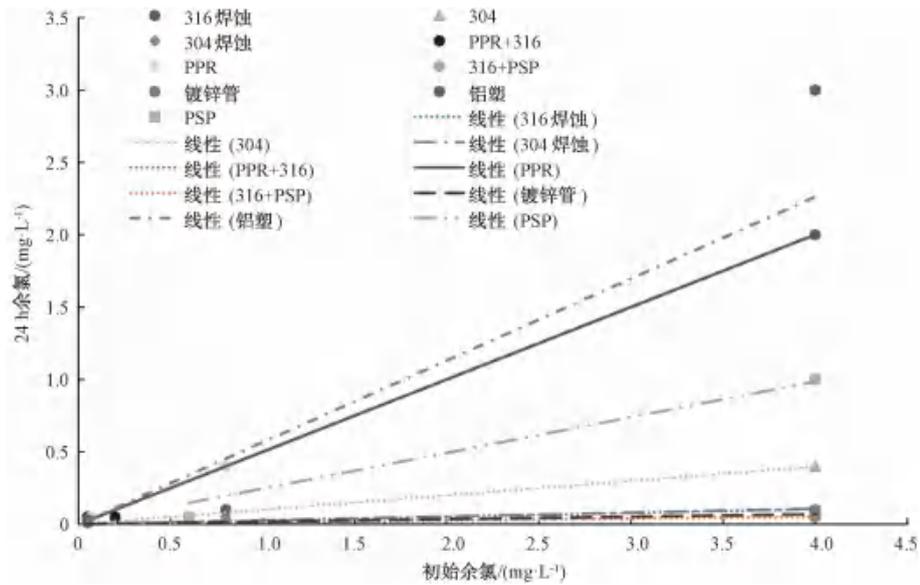


图 10 耗氯速率

Fig. 10 Chlorine Consumption Rate

表 2 耗氯速率拟合参数

Tab. 2 Fitting Parameter of Chlorine Consumption Rates

管材	拟合系数	R^2	耗氯速率
铝塑	0.565 7	0.938 0	-0.023 74
PPR	0.500 0	1.000 0	-0.028 88
PSP	0.246 3	0.990 2	-0.058 38
304	0.099 3	0.993 4	-0.096 23
304 焊蚀	0.026 5	0.925 3	-0.151 28
316 焊蚀	0.025 7	0.707 1	-0.152 55
镀锌钢管	0.017 1	0.759 2	-0.165 93
316+PSP	0.012 5	0.966 2	-0.182 58

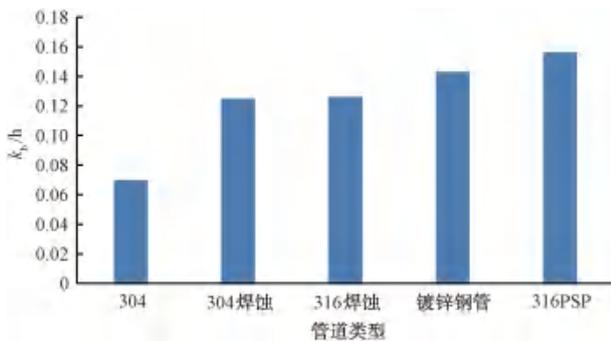


图 11 管壁反应耗氯速率

Fig. 11 Chlorine Consumption Rate of Pipe Wall Reaction

钢管和 316+PSP 不锈钢管道耗氯速率占总反应速率分别是 0.59%、0.75%、0.84%、0.84%、0.85% 和 0.87%。此外,铝塑和 PPR 的管壁反应速率常数与

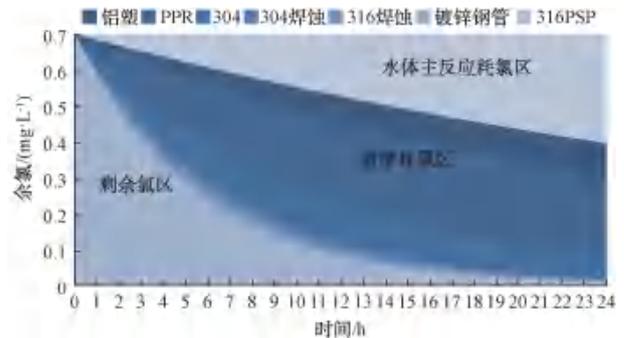


图 12 余氯消耗

Fig. 12 Residual Chlorine Consumption

水体主反应系数接近,而 PSP、304、304 焊蚀、316 焊蚀和镀锌钢管的管道反应速率常数分别是水体主反应系数的 2.65、4.75、4.79、5.44 倍和 5.93 倍。可见对于小口径管道管壁耗氯是氯消耗的主要因素。

因此,在实际管道中,余氯消耗的主体来自于管壁反应。在管壁附近 Fe^{2+} 的含量远大于 $HClO$,因此余氯与 Fe^{2+} 的反应可以认为是零级反应。只要存在余氯,反应就会发生。而在大部分输水管道中,余氯总是存在的,因此该反应实际取决于氯离子的传递速率。

3.3 管道耗氯速率计算

根据 3.1 和 3.2 小节可知,在小口径管道中,影响管道中氯浓度的主要是管道中的铁含量。

对于 DN20 的试验用管道,此时 k_f 为 1.825×10^{-2} mg/min,与 3.2 小节中测得的 304 焊蚀 (0.151 28 mg/min)、316 焊蚀 (0.152 55 mg/min)、

镀锌钢管 (0.165 93 mg/min)、316 焊蚀 + PSP (0.182 58 mg/min) 的耗氯系数基本相近,特别是对于铁充分暴露的 316 焊蚀+PSP 组,该反应系数相似程度较高。因此,对于不同管径的小口径管道,有关系如图 13 所示。

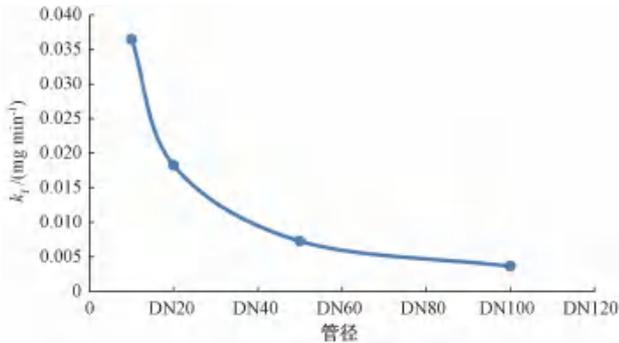


图 13 静止时传质系数与管径关系

Fig. 13 Relationship between Mass Transfer Coefficient and Pipe Diameter at Static Flow

因此可知,在管道内余氯质量浓度为 1 mg/L 时, DN10 口径的管道在 27 h 内余氯将降至 0,并且 DN100 的管道耗尽时间是 DN10 管道的 10 倍。

4 实际配水管网余氯检测

4.1 日间用水低峰时段

在某小区的日间 10:00 用水低峰段对实际用水管网进行现场检查,对照现场管网图(图 14),并通过管网水力模型分析流向,确定相似支管用水点为一幢用户和门卫用户。

通过水力模型判断该点处水流流向(图 15),确定支管对应的主干管网。

小区市政管道水质无直接取水口,无法直接判断。通过管路图发现,消防管道与市政管道基本并行排列,因此,通过消防栓放水判断市政管道余氯,同时以一幢 101 居民家中龙头和门卫龙头作为相似点。各管道间关系如图 16 所示。



图 14 水质点位置

Fig. 14 Location of Water Quality Points

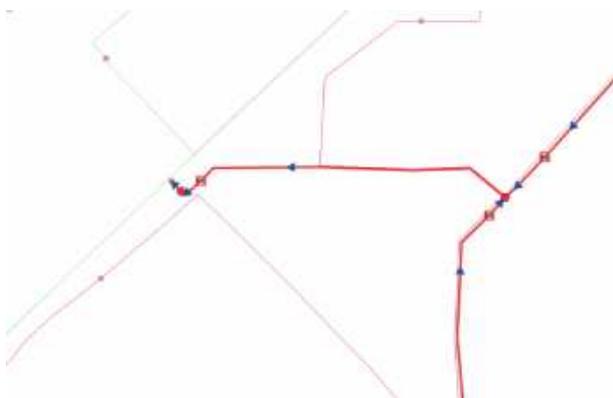


图 15 水质点水流方向

Fig. 15 Water Flow Direction of Water Quality Points

以消防栓代表 DN100 管道,门卫和 101 用户代表

入户 DN20 管道,现场检测结果如图 17~图 18 所示。

检测结果表明,在同样无人用水的情况下,管道余氯口径越小衰减越快,符合前述理论。

4.2 夜间用水低峰时段

在凌晨 5:00 用水低峰段对某小区进行水质监测,该小区 10 幢位于小区最末端,对 10 幢通过便携式余氯仪进行水质检测。

在对 10 幢 3、4 层进行检测时,阀门问题导致水流量大,测得的实际为主管网上余氯,从而导致该处余氯较高。这表明主管上的余氯在经过长时间的衰减后仍能保持水质达标,而在 1、2 层时正常检测入户管处水质时可发现余氯较低,因为管径小从而管壁反应占了主导地位,导致余氯消耗速度较快。

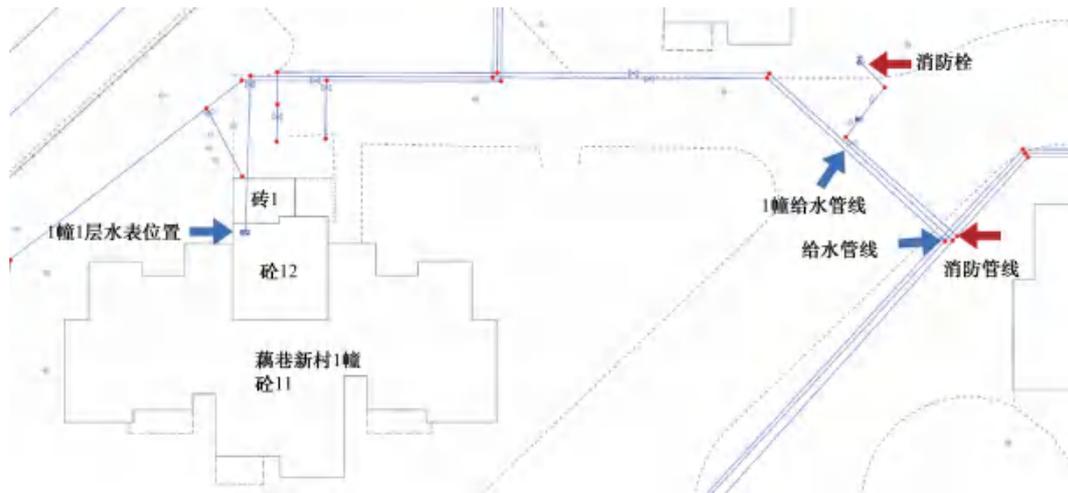


图 16 水质点管线关系

Fig. 16 Pipeline Relationship of Water Quality Points

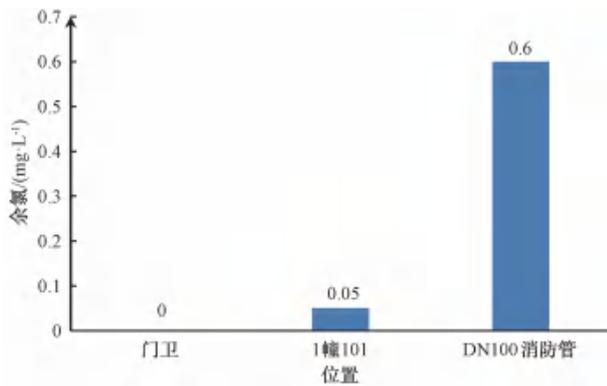


图 17 日间现场检测结果

Fig. 17 On-Site Inspection Results in Day Time

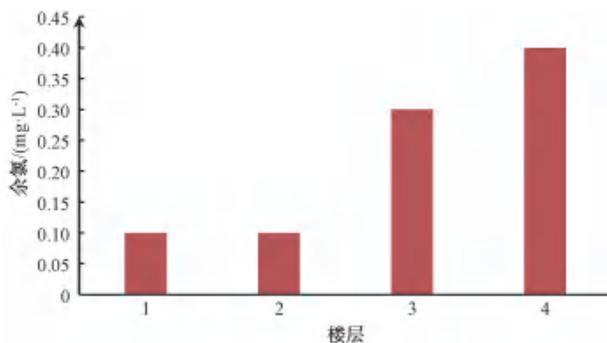


图 18 夜间现场检测结果

Fig. 18 Results of On-Site Inspection at Night Time

5 结论

本文通过试验、理论分析得到了以下结论,并通过检测实际管网日夜间低峰用水时段的管道余氯量对试验结论进行了验证。

(1)影响小口径管道中余氯衰减的主要因素是

管壁反应,管壁反应所消耗的余氯可占到总余氯消耗的60%~80%。各不同管材管道中,铝塑和PPR的管壁反应速率常数与水体主反应系数接近,而PSP、304、304焊蚀、316焊蚀和镀锌钢管的管壁反应速率常数分别是水体主反应系数的2.65、4.75、4.79、5.44倍和5.93倍。

(2)管壁反应主要由铁元素引起,亚铁离子和次氯酸的反应是主要余氯消耗途径,焊接会破坏不锈钢表面保护层并产生铁素体,从而增强不锈钢管道的管壁反应。

(3)在小口径管网中低峰用水以层流为主,此时主要限制速率为传质速率,当管道中铁充分暴露时,余氯反应速率应为 $1.825 \times 10^{-2} \text{ mg/min}$,实际情况中会有所降低,镀锌钢管实测反应速率为 $2.83 \times 10^{-3} \text{ mg/min}$ 。

(4)实地配水管网中检测发现同片管网中大口径消防管余氯较之小口径居民给水管要高,符合管壁余氯衰减理论。

参考文献

- [1] 刘彩娥,王诗宇,蒋福春,等.不同原水与出厂水水质对供水管网中余氯衰减变化规律的影响[J].净水技术,2021,40(9):29-36.
LIU C E, WANG S Y, JIANG F C, et al. Effect of different raw water and finished water quality on variation rule of residual chlorine decay in water supply distribution pipelines[J]. Water Purification Technology, 2021, 40(9): 29-36.
- [2] FANG H, WEST J R, BARKER R A, et al. Modelling of chlorine decay in municipal water supplies[J]. Water Research,

- 1999, 33(12): 2735-2746.
- [3] 钟丹. 给水管网余氯衰减规律及影响因素研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2009.
ZHONG D. Study on the attenuation law and influence factors of residual chlorine in water supply network[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2009.
- [4] 姜晓茜. 基于管网水质安全保障的余氯衰减 AVRC 模型研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2018.
JIANG X Q. Study on AVRC model of residual chlorine attenuation based on water quality safety assurance of pipe network[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2018.
- [5] 万巧玲, 王良超. 供水系统中的余氯与 TOC、COD_{Mn} 及菌落总数之间的关系[J]. 净水技术, 2017, 36(10): 70-74, 84.
WANG Q L, WANG L C. Relationship between residual chlorine and TOC, COD_{Mn} & colony count in water supply system[J]. Water Purification Technology, 2017, 36(10): 70-74, 84.
- [6] 戚雷强, 李婉婷, 朱延平. 供水管网余氯衰减模型及其影响因素分析[J]. 供水技术, 2021, 15(3): 1-4.
QI L Q, LI W T, ZHU Y P. Residual chlorine attenuation model of water supply network and analysis of its influencing factors[J]. Water Supply Technology, 2021, 15(3): 1-4.
- [7] 林英姿, 王宇. 供水管网水质模型中余氯在主体水中的衰减情况分析[J]. 吉林建筑大学学报, 2015(2): 46-48.
LIN Y Z, WANG Y. Attenuation analysis of residual chlorine in main water in water quality model of water supply network[J]. Journal of Jilin University of Architecture, 2015(2): 46-48.
- [8] MUTOTI G, DIETZ J D, AREVALO J, et al. Combined chlorine dissipation; Pipe material, water quality, and hydraulic effects [J]. Journal American Water Works Association, 2007, 99(10): 94-106.
- [9] 齐晶瑶, 李欣, 赵洪宾. 关于供水管道内余氯消耗机理的探讨[J]. 给水排水, 2000(8): 66-69.
QI J Y, LI X, ZHAO H B. Discussion on residual chlorine consumption mechanism in water supply pipeline[J]. Water & Wastewater Engineering, 2000(8): 66-69.
- [10] 张心悦, 周克梅, 刘煜, 等. 供水管材对管壁生物膜特性和水质稳定性的影响[J]. 中国给水排水, 2022, 38(9): 44-51.
ZHANG X Y, ZHOU K M, LIU Y, et al. Effect of water supply pipe material on biofilm characteristics and water quality stability [J]. China Water & Wastewater, 2022, 38(9): 44-51.
- [11] LU W, KIÉNÉ L, LÉVI Y. Chlorine demand of biofilms in water distribution systems[J]. Water Research, 1999, 33(3): 827-835.
- [12] 张剑桥, 袁媛, 迟惠中, 等. 管材对氯/二氧化氯消毒过程中氯衰减的影响及机理[J]. 中国给水排水, 2018, 34(13): 71-75.
ZHANG J Q, YUAN Y, CHI H Z, et al. Effects of pipe material on decay of chlorine in combined disinfection of chlorine and chlorine dioxide [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(13): 71-75.

(上接第 135 页)

- [9] 刘俊新, 张婧赢, 李琳. 一种含有栖热菌的活性填料及其处理气体的方法: CN201310698111. X[P]. 2013-12-18.
LIU J X, ZHANG J Y, LI L. An active filler containing *Thermus* and its gas treatment method: CN201310698111. X[P]. 2013-12-18.
- [10] WATANABE T, HIRANO S. Metabolism of arsenic and its toxicological relevance[J]. Archives of Toxicology, 2013(87): 969-979. DOI: 10.1007/s00204-012-0904-5.
- [11] HU C Z, CHEN Q X, LIU H J, et al. Coagulation of methylated arsenic from drinking water: Influence of methyl substitution[J]. Journal of Hazardous Materials, 2015, 293: 97-104. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2015.03.055.
- [12] BEDNAR A J, GARBARINO J R, RANVILLE J F, et al. Presence of organoarsenicals used in cotton production in agricultural water and soil of the Southern United States[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2002, 50: 7340-7344. DOI: 10.1021/jf025672i.
- [13] DONALDSON D, KIELY T, GRUBE A H. Pesticides Industry Sales and Usage 1998 and 1999 Market Estimates [M]. Washington D. C.: U. S. Environmental Protection Agency, 2002.
- [14] SOLO-GABRIELE H, SAKURA-LEMESSY D, TOWNSEND T, et al. Quantities of arsenic within the state of Florida [R]. Gainesville: Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, 2003.
- [15] PONTHEU M, PINEL-RAFFAITIN P, LE-HECHO I, et al. Speciation analysis of arsenic in landfill leachate [J]. Water Research, 2007, 41(14): 3177-3185.
- [16] HUANG J H, ILGEN G, VOGEL D, et al. Emissions of inorganic and organic arsenic compounds via the leachate pathway from pretreated municipal waste materials: A landfill reactor study [J]. Environmental Science and Technology, 2009, 43(18): 7092-7097.
- [17] BANERJEE K, HELWICK R P, GUPTA S. A treatment process for removal of mixed inorganic and organic arsenic species from groundwater [J]. Environmental Progress, 1999, 18(4): 280-284.
- [18] YAMANAKA K, HOSHINO M, OKAMOTO M, et al. Induction of DNA damage by dimethylarsine, a metabolite of inorganic arsenic, is for the major part likely due to its peroxy radical [J]. Biochemical and Biophysical Research Communications, 1990, 168(1): 58-64.
- [19] MORRISSEY C A, ALBERT C A, DODS P L, et al. Arsenic accumulation in bark beetles and forest birds occupying mountain pine beetle infested stands treated with monosodium methanearsonate [J]. Environmental Science & Technology, 2007, 41(4): 1494-1500.