

袁聪, 周晨, 祖振权, 等. 浓缩池上清液回用中含氮消毒副产物生成势变化中试[J]. 净水技术, 2025, 44(8): 55-62, 108.

YUAN C, ZHOU C, ZU Z Q, et al. Pilot-scale test of formation potential changes of nitrogenous DBPs during supernatant recycling in thickening tanks [J]. Water Purification Technology, 2025, 44(8): 55-62, 108.

浓缩池上清液回用中含氮消毒副产物生成势变化中试

袁 聪¹, 周 晨¹, 祖振权¹, 司佳蕾², 陈 晗^{2,*}

(1. 南京水务集团有限公司, 江苏南京 210002; 2. 河海大学环境学院, 江苏南京 210098)

摘 要 【目的】 水厂浓缩池上清液是生产尾水回用的主要水源, 揭示浓缩池上清液回用对含氮消毒副产物生成的影响, 可为优化水处理工艺和降低饮用水健康风险提供科学依据。【方法】 文中遴选 6 种 CX₃R 型含氮消毒副产物(二氯乙腈、溴氯乙腈、二溴乙腈、二氯乙酰胺、三氯乙酰胺和三氯硝基甲烷)和 6 种亚硝胺(亚硝基二甲胺、亚硝基吡咯烷、亚硝基二正丙胺、亚硝基二乙胺、亚硝基二苯胺和亚硝基吗啉)为典型含氮消毒副产物, 基于中试试验研究了水厂浓缩池上清液回用对水处理流程中含氮消毒副产物生成势的影响。【结果】 浓缩池上清液经消毒后待测含氮消毒副产物 100% 检出, 其中 CX₃R 型含氮消毒副产物质量分数占比高达 99.8%, 卤代腈生成势为 8.5~10.7 μg/L, 卤代酰胺生成势为 4.3~5.5 μg/L, 卤代硝基甲烷生成势为 1.7~2.3 μg/L, 而亚硝胺生成势为 14.7~19.1 ng/L。【结论】 CX₃R 型含氮消毒副产物生成种类中占主导的是二氯乙腈、二氯乙酰胺和三氯硝基甲烷, 而亚硝胺生成种类中占主导的是亚硝基二甲胺和亚硝基吡咯烷。浓缩池上清液来源水质中, 滤池反冲洗水相较于排泥水对浓缩池上清液中含氮消毒副产物生成的贡献更大。浓缩池上清液的回流比控制在 3:1 时, 上清液回用对原水中含氮消毒副产物生成势具有轻微改善作用, 且不会对滤池出水含氮消毒副产物生成势产生明显影响。同时, 浓缩池上清液连续回用不会造成含氮消毒副产物前体物在沉淀池排泥水和滤池反冲洗水中富集, 说明以含氮消毒副产物为风险管控指标时, 浓缩池上清液可在自来水处理过程中直接回用。

关键词 浓缩池上清液 回用 含氮消毒副产物 生成势 中试

中图分类号: TU991 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2025)08-0055-09

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2025.08.007

Pilot-Scale Test of Formation Potential Changes of Nitrogenous DBPs during Supernatant Recycling in Thickening Tanks

YUAN Cong¹, ZHOU Chen¹, ZU Zhenquan¹, SI Jialei², CHEN Han^{2,*}

(1. Nanjing Water Group Co., Ltd., Nanjing 210002, China;

2. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract [Objective] Supernatant of thickening tank in water treatment plant serves as the primary source for process tail water reuse. Investigating the impact of reusing this supernatant on the formation of nitrogenous disinfection by-products (N-DBPs) provides a scientific basis for optimizing water treatment processes and mitigating associated drinking water health risks. [Methods] Effect of the reuse of supernatant from the concentration tank to raw water on the formation of potential changes of typical N-DBPs during the drinking water treatment processes was studied based on pilot-scale experiments. The typical N-DBPs studied in this paper include six CX₃R-type N-DBPs (i. e., dechloroacetonitrile, bromochloroacetonitrile, debromoacetonitrile, dichloroacetamide, trichloroacetamide and nitrotrichloromethane) and six nitrosamines (i. e., nitrosodimethylamine, nitroso pyrrolidine, nitroso di-n-propylamine, nitrosodiethylamine, nitrosodiphenylamine, and nitrosomorpholine). [Results] All the studied N-DBPs were formed when the supernatant was chlorinated. The formation of CX₃R-type N-DBPs contributed to 99.8% in weight percent of the formed N-DBPs. The

[收稿日期] 2023-12-21

[基金项目] 南京水务集团有限公司科技创新项目(YF2022-010); 尾水处理系统浓缩池上清液回用技术研究

[作者简介] 袁聪(1993—), 女, 助理工程师, 主要从事市政给水处理与研究等工作, E-mail: 1344921456@qq.com。

[通信作者] 陈晗(1992—), 男, 副研究员, 主要从事饮用水安全保障、水厂节水与排泥水安全回用等方面的研究与应用工作, E-mail: hhu_chenhan@163.com。

formation potentials of the haloacetonitriles, haloacetamides, halonitromethanes, and nitrosamines were 8.5–10.7, 4.3–5.5, 1.7–2.3 $\mu\text{g/L}$, and 14.7–19.1 ng/L , respectively. [**Conclusion**] Dichloroacetonitrile, dichloroacetamide and nitrotrichloromethane are the dominant CX_3R -type N-DBPs, while nitrosodimethylamine and nitroso pyrrolidine are the major nitrosamines forms during chlorination of the supernatant. Regard to the source waters of the supernatant, filtered backwash water provides more precursors of N-DBPs compares to the sedimentation sludge water. Fixing the reflux ratio of the supernatant at 3 : 1, the reuse of the supernatant alleviates the formation of N-DBPs from raw water, and has little effect on the formation of N-DBPs from filtered effluent. Simultaneously, the continuous reuse of the supernatant had little effect on the accumulation of precursors of N-DBPs in both the filtered backwash water and the sedimentation sludge water. This study suggests that the supernatant from the concentration tank can be directly reused to raw water when using the formation potential of N-DBPs during drinking water treatment processes as a risk control indicator.

Keywords supernatant of thickening tank reuse nitrogenous disinfection by-products (N-DBPs) formation potential pilot scale test

含氮消毒副产物是水经消毒生成的一类消毒副产物。典型的含氮消毒副产物主要分为 CX_3R 型含氮消毒副产物(分子结构为 CX_3R 的含氮消毒副产物, X 代表卤素原子, R 代表含氮基团)和亚硝胺两大类, CX_3R 型含氮消毒副产物主要包括卤乙腈、卤乙酰胺和卤代硝基甲烷^[1-3]。我国仓鼠卵巢细胞毒理学试验表明,含氮消毒副产物的细胞毒性(EC_{50})为 $1 \times 10^{-6} \sim 1 \times 10^{-4} \text{ mol/L}$, 是含碳消毒副产物毒性的 10~1 000 倍^[4-7]。含氮消毒副产物前体物以小分子量有机物为主,难以通过水处理常规工艺(混凝—沉淀—过滤)有效去除^[8-10],引起了饮用水处理行业的广泛关注。

水处理过程中由于沉淀池定期排泥和滤池定期反冲洗等生产需要,将会产生大量生产废水。据报道^[11],自来水厂生产废水占产水量的 3%~10%。为加强水资源集约利用,助力节水型城市建设,自来水厂逐步构建生产废水回用系统,即通过排泥排水池收集生产废水,再通过浓缩池浓缩并取其上清液回用至原水端^[12-13]。浓缩池上清液回用对自来水处理过程中水质的影响成为水处理与回用行业关注的焦点,如采用浊度、pH 等常规指标作为风险控制指标的研究^[14-15]表明,浓缩池上清液直接回用不会造成出厂水水质的变化;另有研究^[16-18]表明,浓缩池上清液回用时合理控制回用比可以起到强化混凝的作用,从而改善沉淀出水的浊度,并同步降低混凝剂投加量。由于沉淀池排泥水和滤池反冲洗水中有机成分复杂,其可能是含氮消毒副产物的重要前体物,已有研究^[19]报道,排泥水和反冲洗水中卤乙腈和卤乙酰胺生成势分别可达 92.2~190.4 nmol/L 和 42.2~95.5 nmol/L ,排泥水和反冲洗水作

为浓缩池上清液的主要来源,当上清液回用至原水后是否会影响水处理过程中含氮消毒副产物生成势的变化亟待明确。

因此,本文针对水厂浓缩池上清液回用对水处理过程中含氮消毒副产物生成的影响,研究浓缩池上清液及其来源水(排泥水和反冲洗水)中典型含氮消毒副产物生成情况,明确浓缩池上清液在 3 : 1 回用比下回用对原水及滤池出水含氮消毒副产物生成的影响,探究浓缩池上清液连续回用下排泥水和反冲洗水中含氮消毒副产物前体物的富集情况。研究结果将对自来水生产废水安全回用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验试剂

研究中含氮消毒副产物主要包括 6 种 CX_3R 型含氮消毒副产物和 6 种亚硝胺类含氮消毒副产物。 CX_3R 型含氮消毒副产物为 3 种卤代腈(二氯乙腈、溴氯乙腈和二溴乙腈)、2 种卤乙酰胺(二氯乙酰胺和三氯乙酰胺)、1 种卤代硝基甲烷(三氯硝基甲烷);亚硝胺包括亚硝基二甲胺、亚硝基吡咯烷、亚硝基二正丙胺、亚硝基二乙胺、亚硝基二苯胺和亚硝基吗啉。卤代腈、卤代硝基甲烷和亚硝胺标准品均购置于 Sigma-Aldrich 公司(美国),卤乙酰胺标准品购置于 Alfa Aesar 公司(德国)。

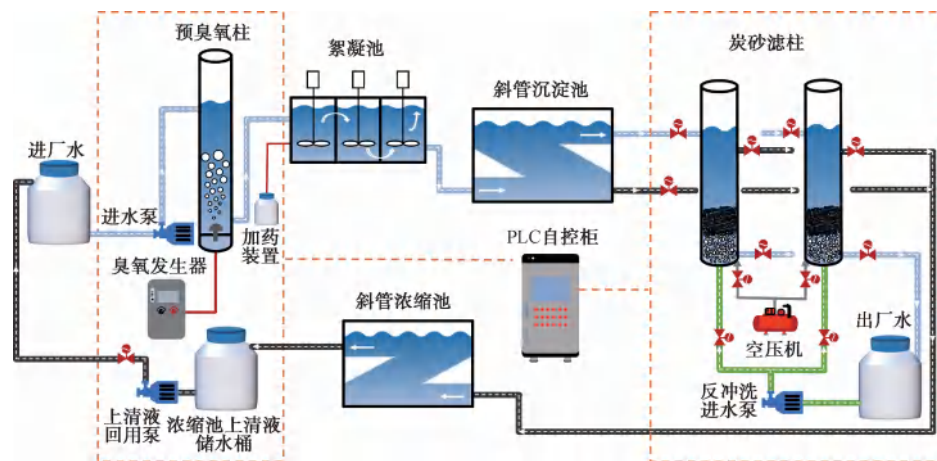
消毒用次氯酸钠(试剂纯,4.00%~4.99%有效氯),萃取用甲基叔丁基醚($\geq 99.8\%$)购置于 Sigma-Aldrich 公司(美国),消毒反应终止剂抗坏血酸($\geq 99.0\%$)购置于麦克林化学试剂有限公司(中国上海)。

1.2 中试装置设计

中试试验装置位于某以长江水为水源的自来水

厂。中试流程如图 1 所示,主要工艺流程为预臭氧、混凝、沉淀、炭砂滤池过滤、斜管浓缩及上清液回流。中试装置柱体或池体均采用有机玻璃材质,连接管路

均采用硬质聚氯乙烯管(UPVC)材质。中试装置的日产水量为 $24 \text{ m}^3/\text{h}$,预臭氧投加量为 1.0 mg/L ,混凝剂采用聚合氯化铝(PAC),投加量为 30 mg/L 。



注:PLC 为可编程逻辑控制器。

图 1 浓缩池上清液回用中试试验装置

Fig. 1 Pilot-Test Setup of Supernatant Reusing from Thickening Tank

试验设置斜管沉淀池排泥周期为 12 h,排泥时长为 2 min。炭砂滤柱设置 2 根,一用一备,炭床高度为 1.5 m,上层为活性炭滤料,下层为石英砂滤料,滤柱内径为 40 cm。炭砂滤柱每 24 h 反冲洗一次,反冲洗方式为气冲+水冲方式,气冲强度为 $15.95 \text{ L}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$,冲洗时长为 3 min,进气量为 2 L/s ,水冲强度为 $13.70 \text{ L}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$,冲洗时长为 10 min,进水量为 1.72 L/s 。斜管浓缩池中收集斜管沉淀池的排泥水和炭砂滤柱的反冲洗水,上清液通过水泵回流至进水端,与原水在桶内进行完全混合后进入后续水处理单元。

1.3 水样的采集和保存

中试装置各工艺单元均设置采样点,共采集包括原水、滤后水、滤池反冲洗水、沉淀池排泥水、浓缩池上清液、上清液与原水混合水 6 组水样。中试装置首先在浓缩池上清液未回用条件下连续运行 15 d,然后在浓缩池上清液回用比为 3:1 下连续运行 15 d,每日采样存放于棕色试剂瓶中,低温保存并及时进行含氮消毒副产物生成势试验,所有水样均在 3 d 内完成检测。中试试验的原水和浓缩池上清液基础水质如表 1 所示。

1.4 含氮消毒副产物生成势试验

含氮消毒副产物试验在 50 mL 无顶空螺旋盖琥珀玻璃瓶中进行,40 mL 水样加入 $200 \mu\text{mol/L}$ 次氯

表 1 中试试验原水与浓缩池上清液基础水质

Tab. 1 Basic Water Qualities of Raw Water and Supernatant during Pilot-Scale Tests

指标	原水	浓缩池上清液
浑浊度/NTU	34~105	21~43
pH 值	7.4~8.2	7.3~7.8
高锰酸盐指数/ $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	1.7~3.0	2.1~3.0
氨/ $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	0.05~0.25	0.09~0.20
总有机碳(TOC)/ $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	2.7~4.4	3.0~5.3
电导率/ $(\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1})$	352~468	389~446

酸钠溶液后置于 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$ 黑暗条件下反应 24 h,测量余氯后采用当量抗坏血酸终止氯反应,采用 4 mL 甲基叔丁基醚经过液液萃取的方式萃取水样中已生成的 CX_3R 型含氮消毒副产物;将萃取瓶内溶液振荡 5 min 并静置 15 min,用移液管从上层有机相中取样 1 mL 加入气相色谱瓶中并立即测样^[20-21]。采用固相萃取方式萃取水样中的亚硝胺;使用 6 mL 二氯甲烷、12 mL 甲醇和 15 mL 超纯水活化椰子壳活性炭柱,将水样连续地通过固相萃取柱(Waters Oasis® WAX),进样速率为 $10 \text{ mL}/\text{min}$,进样结束后使用氮气(N_2)吹脱 15 min,使用 15 mL 二氯甲烷洗脱 SPE 柱,洗脱液经 N_2 吹脱浓缩至 0.5 mL 后用二氯甲烷定容至 1.0 mL,装入气相色谱瓶后立即测样^[22]。所有试验均重复 2 次,结果取平均值。

1.5 检测仪器和分析方法

CX₃R 型含氮消毒副产物生成势采用 GC/电子捕获检测法(ECD)(7890B,安捷伦)测定。详细检测参数如下:色谱柱型号为 RTX-5(30 m×0.25 mm×0.25 μm);GC 柱温升温程序为 30 ℃保持 10 min,后以 14 ℃/min 的升温速率从 30 ℃升高至 72 ℃并保持 1 min,再以 40 ℃/min 的升温速率从 72 ℃升高至 200 ℃并保持 2 min;进样器和检测器温度分别设定为 200 ℃和 300 ℃,载气(N₂)流速为 3 mL/min,进样体积为 2 μL。卤乙腈的检测限和回收率分别为 0.067~0.264 μg/L 和 78%~106%,卤乙酰胺的检测限和回收率分别为 0.032~0.078 μg/L 和 84%~114%,卤代硝基甲烷的检测限和回收率分别为 0.045~0.136 μg/L 和 84%~120%。

亚硝胺生成势采用 GC/质谱(MS)联用仪测定(1290/6460,安捷伦)。详细检测参数如下:色谱柱型号为 RTX-5(30 m×0.25 mm×0.25 μm);GC 柱温升温程序为 40 ℃,保持 3 min,后以 10 ℃/min 的升温速率从 40 ℃升高至 210 ℃并保持 1 min,再以 15 ℃/min 的升温速率从 210 ℃升高至 250 ℃并保持 3 min,最后以 20 ℃/min 的升温速率从 250 ℃升高至 300 ℃;载气(N₂)流速为 1.7 mL/min。质谱仪选择 EI 离子源,设置电子轰击能量为 70 eV,离子源温度为 230 ℃,传输线温度为 250 ℃,离子扫描方式为全扫,质荷比(*m/z*)扫描值为 35~450。亚硝胺的检测限和回收率分别为 0.2~6.4 ng/L 和 86%~108%。

2 结果与讨论

2.1 浓缩池上清液及其来源水质的含氮消毒副产物生成势

2.1.1 浓缩池上清液

中试试验中浓缩池上清液的含氮消毒副产物生成势的结果如图 2 所示。浓缩池上清液经消毒后待测含氮消毒副产物均有检出,其中卤代腈生成势在 8.5~10.7 μg/L,卤乙酰胺生成势为 4.3~5.5 μg/L,卤代硝基甲烷生成势为 1.7~2.3 μg/L,生成势遵循卤代腈>卤乙酰胺>卤代硝基甲烷的规律,这与饮用水消毒时 CX₃R 型含氮消毒副产物的普遍生成规律类似。浓缩池上清液经消毒也同时检出了亚硝基二甲胺、亚硝基吡咯烷、亚硝基二正丁胺、亚硝基二苯胺和亚硝基吗啉 6 种亚硝胺,总生成势为 14.7~19.1 ng/L,其中亚硝基二甲胺生成势占主导。浓缩

池上清液经消毒后 CX₃R 型含氮消毒副产物生成势远高于亚硝胺生成势, CX₃R 型含氮消毒副产物生成势占比高达 99.8%,一方面,说明浓缩池上清液中含氮消毒副产物前体物以 CX₃R 型含氮消毒副产物前体物为主;另一方面,说明有机物经氯化消毒更易生成 CX₃R 型含氮消毒副产物。研究^[23]发现,亚硝胺生成机制主要有 4 种:①二甲胺与亚硝基阳离子或类似含氮物种反应生成亚硝胺;②亚硝酸盐与氯反应生成高活性亚硝化中间体 N₂O₄,其与二甲胺反应生成亚硝胺;③仲胺类前体物经氯化氮亲和取代反应形成亚硝胺;④羟胺类前体物经臭氧氧化生成亚硝胺,其中以生成机制③和④为主。

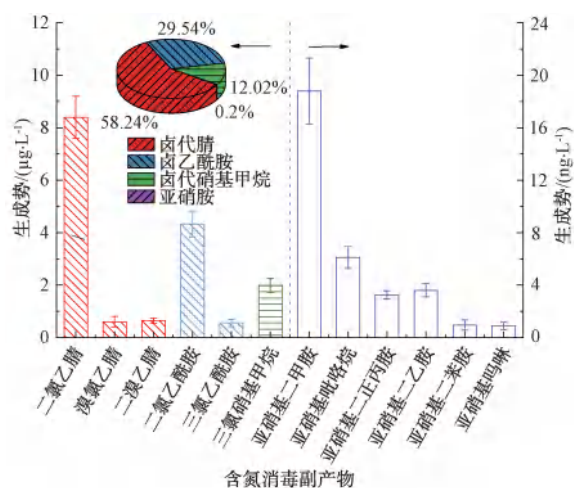


图2 浓缩池上清液含氮消毒副产物生成势

Fig. 2 Formation Potential of N-DBPs in Supernatant of Thickening Tank

2.1.2 浓缩池上清液来源水

中试试验中浓缩池上清液来源水经消毒后含氮消毒副产物生成势及其质量分数占比结果如图 3 所示。排泥排水池作为浓缩池进水的平衡单元, CX₃R 型含氮消毒副产物生成势为 22.6~28.7 μg/L,略高于浓缩池上清液的 CX₃R 型含氮消毒副产物生成势(14.5~18.5 μg/L);排泥排水池中亚硝胺生成势(43.6~52.5 ng/L)则明显高于浓缩池上清液的亚硝胺生成势(14.7~19.1 ng/L)。这说明排泥排水池混合水中有有机物在经浓缩池浓缩后部分含氮消毒副产物前体物随污泥沉降。浓缩池上清液主要来源于滤池反冲洗水和沉淀池排泥水,进一步分析了浓缩池上清液的来源水质情况。滤池反冲洗水中 CX₃R 型含氮消毒副产物和亚硝胺的生成势分别为 27.1 μg/L 和 55.7 ng/L,均高于沉淀池排泥水

(22.4 $\mu\text{g/L}$ 和 44.4 ng/L)。这与 Qian 等^[24]的研究结果相符,沉淀池的主要作用为去除颗粒物及大分子有机物。因此,沉淀池排泥水中主要成分为颗粒物及大分子有机物等,其不是含氮消毒副产物的主要前体物,而炭砂滤池反冲洗水中含有滤料吸附的小分子有机物和附着微生物及其代谢产物,是含氮消毒副产物的主要前体物。综上所述,浓缩池上清液的来源水质中,滤池反冲洗水相较于沉淀池排泥水对含氮消毒副产物生成的贡献更大。从含氮消毒

副产物质量分数上看,滤池反冲洗水和沉淀池排泥水中二氯乙腈、二氯乙酰胺和三氯硝基甲烷贡献了 70% 以上的 CX_3R 型含氮消毒副产物生成势,亚硝基二甲胺和亚硝基吡咯烷贡献了 70% 以上的亚硝胺生成势。这与上述研究浓缩池上清液含氮消毒副产物生成势规律一致,说明二氯乙腈、二氯乙酰胺、三氯硝基甲烷、亚硝基二甲胺和亚硝基吡咯烷是浓缩池上清液回用中需重点关注的含氮消毒副产物生成势类型。

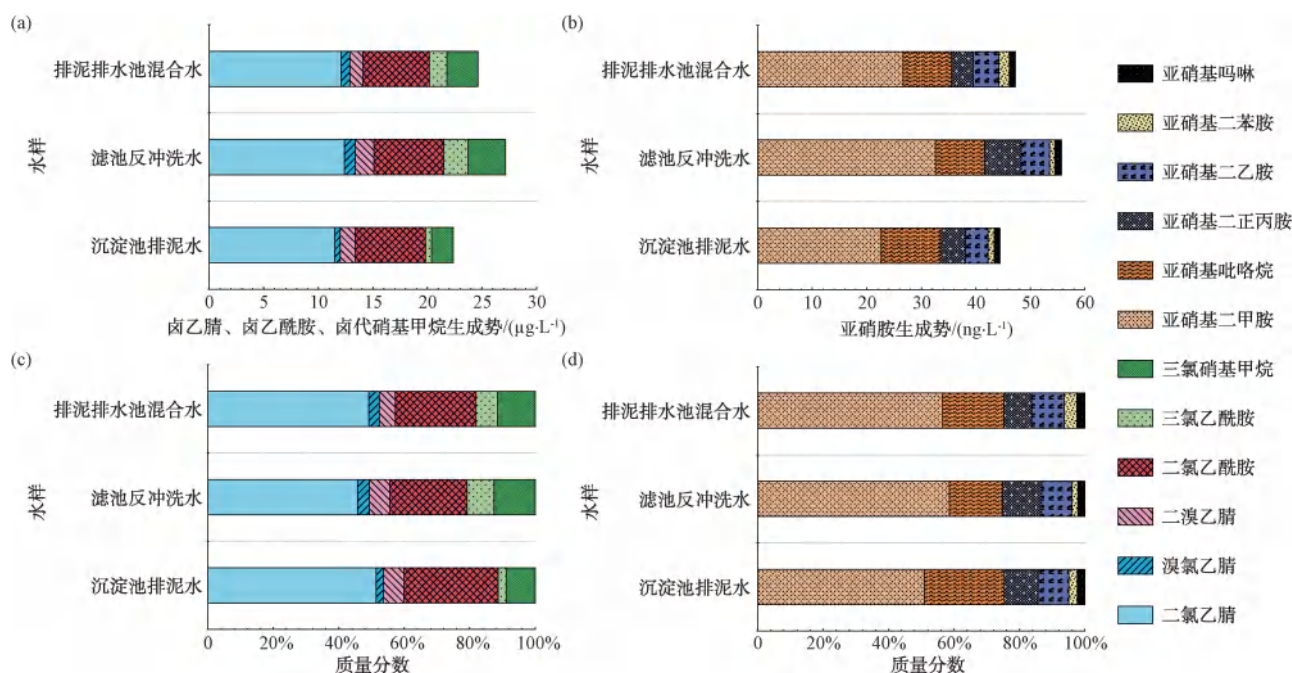


图 3 浓缩池上清液来源水质含氮消毒副产物生成势及其质量分数

Fig. 3 Formation Potential and Mass Fraction Percentage of N-DBPs in Supernatant Source Water of Thickening Tank

2.2 浓缩池上清液直接回用对原水中含氮消毒副产物生成势的影响

对浓缩池上清液进行了 15 d 的连续回流试验,浓缩池上清液的回流比控制在 3 : 1,考察了浓缩池上清液回用对原水含氮消毒副产物生成势的影响。如图 4 所示,连续回用试验下浓缩池上清液的 CX_3R 型含氮消毒副产物和亚硝胺生成势分别为 8.7 ~ 17.5 $\mu\text{g/L}$ 和 16.4 ~ 26.9 ng/L ,回用前原水的 CX_3R 型含氮消毒副产物和亚硝胺生成势分别为 16.6 ~ 22.1 $\mu\text{g/L}$ 和 19.3 ~ 36.7 ng/L 。回用前原水的含氮消毒副产物生成势显著高于浓缩池上清液的含氮消毒副产物生成势,可能是回用前原水中含氮消毒副产物前体物含量较高,而经水处理工艺处理后去除了部分前体物,导致浓缩池上清液及其来源水中前

体物含量低于原水^[19]。浓缩池上清液回用后原水的 CX_3R 型含氮消毒副产物和亚硝胺生成势分别为 14.7 ~ 19.0 $\mu\text{g/L}$ 和 18.4 ~ 31.2 ng/L ,略低于回用前原水的含氮消毒副产物生成势,说明浓缩池上清液回用对原水的消毒副产物生成势具有一定的改善作用。

2.3 浓缩池上清液直接回用对滤池出水含氮消毒副产物生成势的影响

进一步考察了浓缩池上清液连续回用对滤池出水含氮消毒副产物生成势的影响,结果如图 5 所示。12 种含氮消毒副产物在滤池出水经消毒后仍全部检出,浓缩池上清液在 15 d 连续回用期间,滤池出水的 CX_3R 型含氮消毒副产物生成势为 4.4 ~ 9.3 $\mu\text{g/L}$,平均值为 6.8 $\mu\text{g/L}$,这与浓缩池回用前滤池

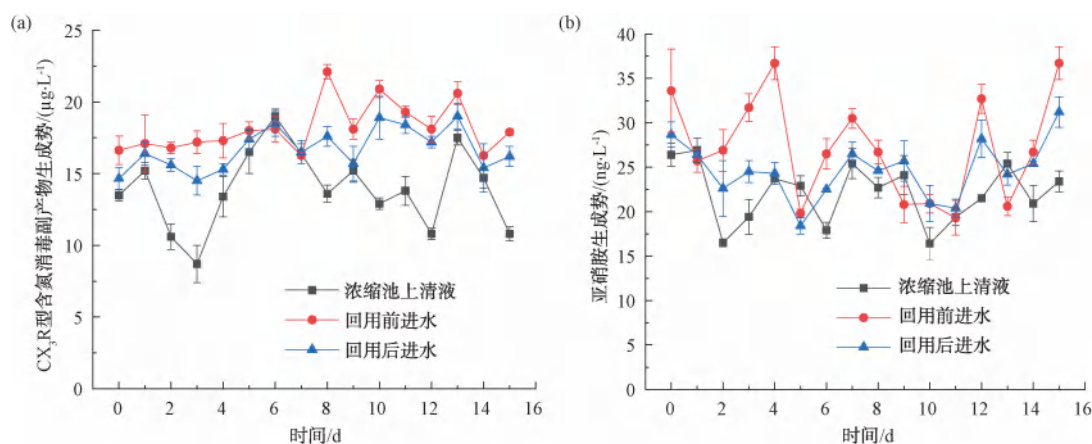


图4 浓缩池上清液回用对进水含氮消毒副产物生成势的影响

Fig. 4 Effect of Supernatant Reuse from Thickening Tank on Formation Potential of N-DBPs in Source Water

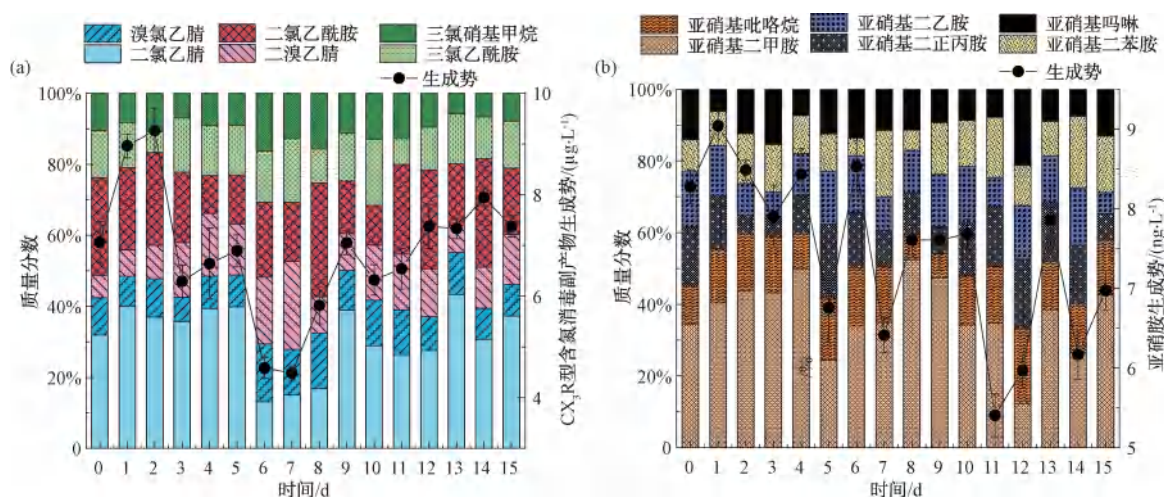


图5 浓缩池上清液回用对滤池出水含氮消毒副产物生成势的影响

Fig. 5 Effect of Supernatant Reuse from Thickening Tank on Formation Potential of N-DBPs in Filtered Effluent

出水 CX_3R 型含氮消毒副产物生成势为 $7.1 \mu\text{g/L}$, 基本相当,说明浓缩池上清液回用不会对滤池出水造成明显影响。浓缩池上清液回用后原水 CX_3R 型含氮消毒副产物生成势为 $8.7 \sim 17.5 \mu\text{g/L}$,表明浓缩池上清液回用后水处理全流程对 CX_3R 型含氮消毒副产物生成势的降低率小于 50%。滤池出水的亚硝胺生成势为 $6.2 \sim 9.0 \text{ ng/L}$,显著低于上清液回用前原水的亚硝胺生成势 ($16.4 \sim 26.9 \text{ ng/L}$),可见浓缩池上清液回用后水处理全流程对亚硝胺生成势的控制效率为 60%~70%。与浓缩池上清液回用前滤池出水相比,回用后滤池出水各含氮消毒副产物生成势的质量分数变化均不大,表明浓缩池上清液回用也不会造成含氮消毒副产物生成势的波动。

2.4 浓缩池上清液直接回用对尾水系统中含氮消毒副产物生成势的影响

2.4.1 排泥水

为明确浓缩池上清液回用对沉淀池排泥水水质的影响,研究了浓缩池上清液连续回用 15 d 时排泥水含氮消毒副产物生成势的波动情况,结果如图 6 所示。浓缩池上清液回用前沉淀池排泥水中 CX_3R 型含氮消毒副产物和亚硝胺生成势分别为 $20.3 \mu\text{g/L}$ 和 38.9 ng/L ,回用后沉淀池排泥水的 CX_3R 型含氮消毒副产物和亚硝胺生成势分别在 $19.7 \sim 25.4 \mu\text{g/L}$ 和 $32.5 \sim 49.3 \text{ ng/L}$ 。具体趋势表现:上清液回用 1~7 d,排泥水中 CX_3R 型含氮消毒副产物和亚硝胺生成势略高于回用前,但在回用第 8 d 后,排泥水中 CX_3R 型含氮消毒副产物和亚硝胺生

成势稳定,分析原因可能是排泥水中含有的残留混凝剂经上清液回用后对原水具有强化混凝作用。分析排泥水中含氮消毒副产物生成势的种类发现,沉淀池排泥水中含氮消毒副产物仍以二氯乙腈、二氯

乙酰胺和亚硝基二甲胺为主,这与原水中含氮消毒副产物生成的种类相似。因此,浓缩池上清液回用不会造成排泥水含氮消毒副产物前体物富集的现象。

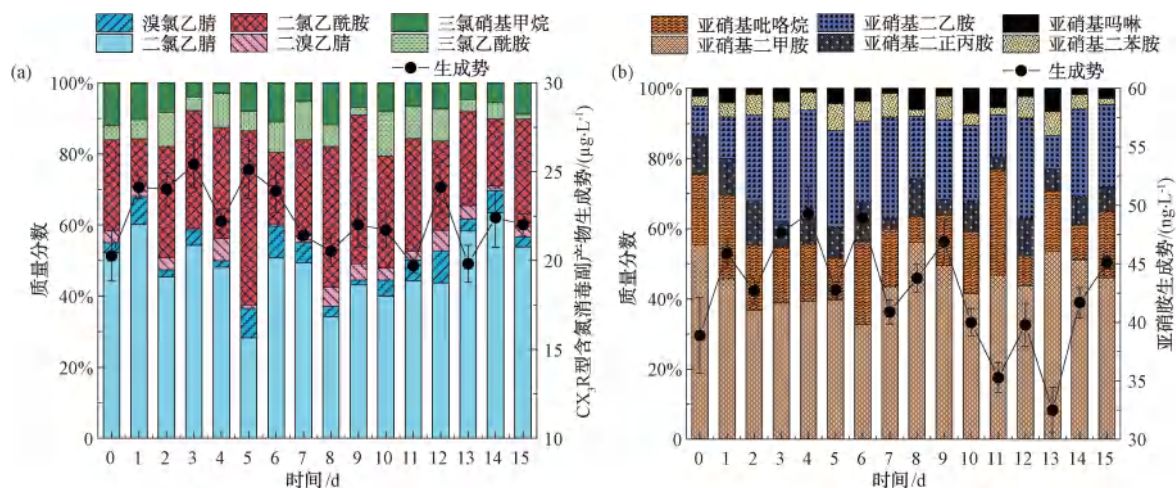


图6 浓缩池上清液回用对排泥水含氮消毒副产物生成势的影响

Fig. 6 Effect of Supernatant Reuse from Thickening Tank on Formation Potential of N-DBPs in Sludge Wastewater

2.4.2 滤池反冲洗水

浓缩池上清液连续回用15 d中试试验期间,滤池反冲洗水的 CX_3R 型含氮消毒副产物和亚硝胺生成势分别为 $22.5 \sim 35.5 \mu\text{g/L}$ 和 $29.4 \sim 59.1 \text{ ng/L}$ (图7),这与上清液回用前的滤池反冲洗水含氮消毒副产物生成势相当。研究^[25]发现,滤池反冲洗主要清除截留在滤料中的生物质等含氮消毒副产物前体物,反冲洗后短时间内炭砂滤池生物膜

对含氮消毒副产物前体物的吸附和同化作用增强,随炭砂滤池运行时间的延长,炭砂滤池生物膜对含氮消毒副产物前体物的截留作用将逐渐降低。本试验中,由于滤池反冲洗周期为24 h,这使得炭砂滤池运行稳定,最终使炭砂滤池反冲洗水中含氮消毒副产物生成势稳定。总之,浓缩池上清液回用不会造成含氮消毒副产物前体物在滤池反冲洗水中富集。

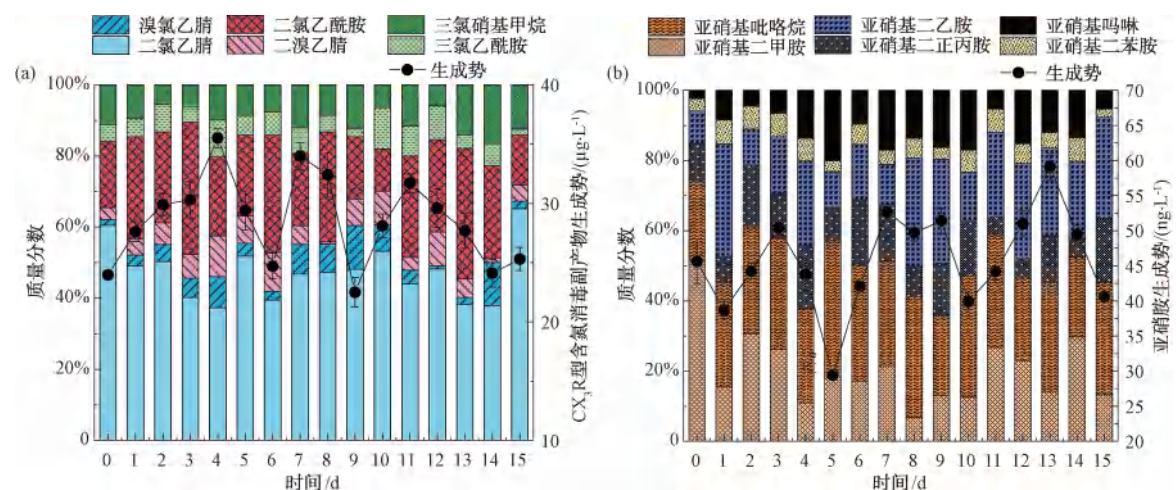


图7 浓缩池上清液回用对滤池反冲洗水含氮消毒副产物生成势的影响

Fig. 7 Effect of Supernatant Reuse from Thickening Tank on Formation Potential of N-DBPs in Backwash Water of Filter

3 结论

(1)浓缩池上清液经消毒后待检的 6 种 CX₃R 型含氮消毒副产物和 6 种亚硝胺均被检出,生成势遵循卤代腈>卤乙酰胺>卤代硝基甲烷>亚硝胺的规律。主要的 CX₃R 型含氮消毒副产物种类为二氯乙腈、二氯乙酰胺和三氯硝基甲烷,主要的亚硝胺种类为亚硝基二甲胺和亚硝基吡咯烷。

(2)浓缩池上清液的来源水质中,滤池反冲洗水相较于沉淀池排泥水对含氮消毒副产物生成的贡献更大。滤池反冲洗水中 CX₃R 型含氮消毒副产物和亚硝胺的生成势分别为 27.1 μg/L 和 55.7 ng/L,均高于沉淀池排泥水的含氮消毒副产物生成势。

(3)浓缩池上清液与原水在回用比为 3:1 下回用对原水的含氮消毒副产物生成势有轻微改善作用,对滤池出水含氮消毒副产物生成势影响不大,且浓缩池上清液连续回流不会造成含氮消毒副产物前体物在沉淀池排泥水和滤池反冲洗水中富集。

参考文献

- [1] LIU C, OLIVARES C I, PINTO A J, et al. The control of disinfection byproducts and their precursors in biologically active filtration processes [J]. *Water Research*, 2017, 124: 630–653. DOI: 10.1016/j.watres.2017.07.080.
- [2] 陈金凤,姚宁,汪裕昌,等. 含氮消毒副产物的生成机理与富集技术研究进展[J]. *中国给水排水*, 2024, 40(6): 46–52.
CHEN J F, YAO N, WANG C Y, et al. Research progress on formation mechanism and enrichment technology of nitrogenous disinfection by-products[J]. *China Water & Wastewater*, 2023.
- [3] 楚文海,肖融,丁顺克,等. 饮用水中的消毒副产物及其控制策略[J]. *环境科学*, 2021, 42(11): 5059–5074.
CHU W H, XIAO R, DING S K, et al. Disinfection by-products in drinking water and their control strategies: A review [J]. *Environmental Science*, 2021, 42(11): 5059–5074.
- [4] CHEN H, LIN T, WANG P, et al. Treatment of bromate in UV/sulfite autoxidation process enhances formation of dibromoacetone during chlorination [J]. *Water Research*, 2022, 225: 119207. DOI: 10.1016/j.watres.2022.119207.
- [5] HU S Y, LI X X, GONG T T, et al. New mechanistic insights into halogen-dependent cytotoxic pattern of monohaloacetamide disinfection byproducts [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 465: 133132. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2023.133132.
- [6] JI C Y Y, MIAO J H, ZHAO N, et al. N-nitrosamines induced gender-dimorphic effects on infant rats at environmental levels [J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 912: 169196. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.169196.
- [7] ZHENG S Y, LIN T, CHEN H, et al. Impact of changes in biofilm composition response following chlorine and chloramine disinfection on nitrogenous disinfection byproduct formation and toxicity risk in drinking water distribution systems [J]. *Water Research*, 2024, 253: 121331. DOI: 10.1016/j.watres.2024.121331.
- [8] 蒋柱武,刘欣汝,武江南,等. 饮用水中典型含氮消毒副产物的生成与控制研究进展[J]. *环境工程学报*, 2020, 14(10): 2595–603.
JIANG Z W, LIU X R, WU J N, et al. Research progress on the formation and control of typical nitrogenous disinfection by-products in drinking water[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2020, 14(10): 2595–2603.
- [9] CHU W H, YAO D C, GAO N Y, et al. The enhanced removal of carbonaceous and nitrogenous disinfection by-product precursors using integrated permanganate oxidation and powdered activated carbon adsorption pretreatment [J]. *Chemosphere*, 2015, 14: 1–6. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.05.087.
- [10] BOND T, HUANG J, TEMPLETON M R, et al. Occurrence and control of nitrogenous disinfection by-products in drinking water-A review [J]. *Water Research*, 2011, 45(15): 4341–4354.
- [11] SHAFIQUZZAMAN M, AL-MAHMUD A, ALSALEEM S S, et al. Application of a low cost ceramic filter for recycling sand filter backwash water [J]. *Water*, 2018, 10(2): 150.
- [12] 朱建文,方榕华. 钱塘江原水水厂生产尾水的水质特点及回用探讨[J]. *给水排水*, 2020, 46(12): 25–29.
ZHU J W, FANG R H. Discussion on water quality characteristics and reuse of wastewater from water plant of Qiantang River [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2020, 46(12): 25–29.
- [13] 王苏女,何嘉莉,张晓娜. 水厂排泥水性质与上清液回用可行性研究[J]. *供水技术*, 2020, 14(1): 15–18.
WANG S N, HE J N, ZHANG X N. Research on the properties of sludge water and the feasibility of the supernatant reuse in waterworks [J]. *Water Technology*, 2020, 14(1): 15–18.
- [14] 罗沛豪,龚缘,陈炯豪. 南方某自来水厂滤池反冲洗水回用分析[J]. *供水技术*, 2020, 14(6): 13–17.
LUO P H, GONG Y, CHEN J H. Analysis on the reuse of filter backwashing water in a waterworks in south China [J]. *Water Technology*, 2020, 14(6): 13–17.
- [15] 鲁彬,唐业梅. 深圳某水厂排泥水处理工况优化与安全回用[J]. *净水技术*, 2019, 38(8): 85–88, 93.
LU B, TANG Y M. Operation optimization safety reuse for sludge wastewater treatment of a WTP in Shenzhen [J]. *Water Purification Technology*, 2019, 38(8): 85–88, 93.
- [16] 陈停,崔福义,徐叶琴,等. 净水厂生产废水回用强化混凝处理低浊度及安全性[J]. *中国给水排水*, 2018, 34(5): 21–25.

(下转第 108 页)

- 保分析[J]. 制冷与空调, 2018, 18(4): 62-65.
- LIU Y J, WANG Y S, JIANG Y L, et al. Analysis on energy-saving and environmental protection of one sewage source heat pump system[J]. Refrigeration and Air Conditioning, 2018, 18(4): 62-65.
- [4] 李文卓, 刘慧卿, 杨伟, 等. 污水源热泵技术应用和效益分析[J]. 能源与节能, 2022(11): 88-918.
- LI W Z, LIU H Q, YANG W, et al. Application and benefit analysis of sewage source heat pump technology [J]. Energy and Energy Conservation, 2022(11): 88-918.
- [5] 北京市水务局. 2023 北京市水务统计年鉴[R/OL]. (2024-09-22) [2025-04-07]. <https://swj.beijing.gov.cn/zwgk/swtjnj/202408/P020240828538524300133.pdf>.
- Beijing Municipal Water Affairs Bureau. 2023 Beijing municipal water affairs statistical yearbook [R/OL]. (2024-09-22) [2025-04-07]. <https://swj.beijing.gov.cn/zwgk/swtjnj/202408/P020240828538524300133.pdf>.
- [6] 张承虎, 黄欣鹏, 孙德兴. 城市污水热能资源化理论与技术应用[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2021: 230-234.
- ZHANG C H, HUANG X P, SUN D X. Theory and technical application of urban sewage thermal energy resource utilization [M]. Beijing: China Architecture & Building Press, 2021: 230-234.
- [7] Intergovernmental Panel on Climate Change. The intergovernmental panel on climate change[R/OL]. (2024-8-22) [2025-04-07]. <https://www.ipcc.ch/>.
- [8] 中华人民共和国生态环境部, 国家质量监督检验检疫总局. 锅炉大气污染物排放标准: GB 13271—2014[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2014.
- Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, General Administration of Quality Supervision. Emission standard of air pollutants for boiler: GB 13271—2014 [S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2014.

(上接第 62 页)

- CHEN T, CUI F Y, XU Y Q, et al. Drinking water treatment plant streams recycle for strengthening coagulation efficiency of low turbidity water and its water quality safety evaluation [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(5): 21-25.
- [17] 姜继平, 李玉立, 王鹏, 等. 水厂低温低浊排泥水混凝处理工艺设计优化[J]. 净水技术, 2018, 37(8): 61-65.
- JIANG J P, LI Y L, WANG P, et al. Design optimization of coagulation treatment process for sludge wastewater of low temperature and low turbidity in WTP [J]. Water Purification Technology, 2018, 37(8): 61-65.
- [18] 童祯恭, 钟赐龙, 刘卓尧, 等. 微涡流协同排泥水回流混凝增效中试研究[J]. 水处理技术, 2021, 47(10): 75-79.
- TONG Z G, ZHONG C L, LIU Z Y, et al. Pilot-scale study on coagulation synergism of micro-vortex synergistic sludge water reflux[J]. Technology of Water Treatment, 2021, 47(10): 75-79.
- [19] QIAN Y K, HU Y, CHEN Y, et al. Haloacetonitriles and haloacetamides precursors in filter backwash and sedimentation sludge water during drinking water treatment [J]. Water Research, 2020, 186: 116346. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116346.
- [20] CHEN H, LIN T, WANG P F, et al. A novel solar-activated chlorine dioxide process for atrazine degradation in drinking water [J]. Water Research, 2023, 239: 120056. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120056.
- [21] CHEN H, LIN T, WANG P F, et al. Novel solar/sulfite advanced oxidation process for carbamazepine degradation: Radical chemistry, transformation pathways, influence on disinfection byproducts and toxic changes [J]. Chemical Engineering Journal, 2023, 451: 138634. DOI: 10.1016/j.cej.2022.138634.
- [22] LIU Y H, GUO X Z, WANG Z J, et al. Research progress of N-nitrosamine detection methods: A review [J]. Bioanalysis, 2022, 14(16): 1123-1135.
- [23] SGROI M, VAGLIASINDI F G A, SNYDER S A, et al. N-Nitrosodimethylamine (NDMA) and its precursors in water and wastewater: A review on formation and removal [J]. Chemosphere, 2018, 191: 685 - 703. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.10.089.
- [24] QIAN Y K, CHEN Y N, HU Y, et al. Formation and control of C- and N-DBPs during disinfection of filter backwash and sedimentation sludge water in drinking water treatment [J]. Water Research, 2021, 194: 116964. DOI: 10.1016/j.watres.2021.116964.
- [25] LIAO X B, CHEN C, ZHANG J X, et al. Operational performance, biomass and microbial community structure: impacts of backwashing on drinking water biofilter [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(1): 546-554.