

郭运涛, 盖文革, 李庆慧, 等. 制冷剂含氟废水流化床深度处理工艺调试与运行[J]. 净水技术, 2024, 43(2): 119-125.

GUO Y T, GAI W G, LI Q H, et al. Commissioning and operation of fluidized bed process for advanced treatment of fluoride-containing refrigerant wastewater[J]. Water Purification Technology, 2024, 43(2): 119-125.

制冷剂含氟废水流化床深度处理工艺调试与运行

郭运涛¹, 盖文革², 李庆慧², 李孔雷², 张 刚^{1,*}

(1. 济南大学土木建筑学院, 山东济南 250022; 2. 山东华安新材料有限公司, 山东淄博 255300)

摘 要 由于氟化物在环境中的过量积累会对环境及人体健康造成严重威胁, 近年来, 含氟废水的深度处理日益成为水处理领域关注的热点问题。针对某氟化工企业制冷剂生产过程中产生的混合废水, 应用流化床工艺, 进行了制冷剂含氟废水的深度处理, 并对工艺中流化床运行调试进行了总结。调试运行结果表明, 流化床搅拌转速为 1 r/min, pH 值为 6.5 时除氟效果最好, 实现 F^- 质量浓度自 30.47 mg/L 降低至 7.77 mg/L, 流化床药剂投加量控制在 1 600 mg/L 较为经济。通过调试运行使设备处理负荷稳定达到 4 m³/h, 实现系统稳定运行。该工艺调试完成后, 运行至今一直稳定高效。与传统除氟剂吸附工艺相比, 能够显著降低运行成本。调试运行结果表明, 流化床深度除氟工艺可实现含氟废水高效、经济处理, 为含氟废水处理工程提供思路与经验。

关键词 含氟废水 深度除氟 流化床 pH 值 药剂投加量

中图分类号: X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-0177(2024)02-0119-07

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2024.02.015

Commissioning and Operation of Fluidized Bed Process for Advanced Treatment of Fluoride-Containing Refrigerant Wastewater

GUO Yuntao¹, GAI Wenge², LI Qinghui², LI Konglei², ZHANG Gang^{1,*}

(1. School of Civil Engineering and Architecture, University of Jinan, Jinan 250022, China;

2. Shandong Huaan New Materials Co., Ltd., Zibo 255300, China)

Abstract Since the excessive accumulation of fluoride in the environment will pose a serious threat to the environment and human health, the advanced treatment of fluoride-containing wastewater has increasingly become a hot issue of concern in the field of water treatment in recent years. For the mixed wastewater generated in the refrigerant production process of a fluorine chemical enterprise, the fluidized bed process was applied to carry out the advanced treatment of refrigerant fluoride-containing wastewater, and the commissioning of the fluidized bed operation in the process was summarized. Results of commissioning operation showed that the best fluoride removal effect was achieved at the fluidized bed stirring speed of 1 r/min and pH value of 6.5, and the F^- was reduced from 30.47 mg/L to 7.77 mg/L. The fluidized bed chemical dosage was controlled at 1 600 mg/L, which was more economical. Through the commissioning operation, the treatment load of the equipment reached 4 m³/h and the system was operated stably. After the commissioning of the process was completed, the effect had been stable and efficient since its operation. Compared with the traditional fluoride adsorption process, it could significantly reduce the operating cost. The commissioning results showed that the fluidized bed advanced defluoridation process could achieve efficient and economic treatment of fluoride-containing wastewater and provided ideas and experience for fluoride-containing wastewater treatment projects.

[收稿日期] 2023-05-24

[基金项目] 山东省自然科学基金(ZR2017MEE061)

[作者简介] 郭运涛(1999—), 男, 硕士, 研究方向为水处理理论与技术, E-mail: 2764078667@qq.com。

[通信作者] 张刚(1975—), 男, 博士, 副教授, 研究方向为水处理理论与技术, E-mail: cea_zhangg@ujn.edu.cn。

Keywords fluoride-containing wastewater advanced defluorination fluidized bed pH value chemical dosage

氟是人体的必备元素之一,而氟化物的人体过量暴露易引发氟斑牙、氟骨症等疾病^[1]。近年来,随着氟化工行业在我国的迅猛发展,氟化物与含氟产品在化工、冶金、电子、光伏、玻璃等行业的广泛应用^[2-3]不可避免地导致了含氟废水的大量排放,不仅会造成饮用水水源污染,增大人体暴露风险,还对土壤、水体等环境产生较大污染。为满足环境容量要求,保障饮用水源水质安全,许多地区对含氟废水排放提出了更高要求。如山东省各流域水污染排放标准要求重点保护区域 F^- 质量浓度 $<2\text{ mg/L}$ ^[4];江苏省的《城镇污水处理厂污染物排放标准》(DB 32/4440—2022)中要求城镇污水厂 F^- 排放限值降至 1.5 mg/L ^[5];某些地区甚至提出了低于《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)中地表水 I ~ III 类水氟化物 $\leq 1.0\text{ mg/L}$ ^[6] 的排放要求。排放标准的提高对现有除氟工艺提出了更高的要求。

当前,工业除氟多采用化学沉淀法^[7]、吸附法^[8]和混凝法^[9]等。其中,化学沉淀法主要使用 Ca^{2+} 与 F^- 形成不溶性 CaF_2 进而沉淀去除,但由于 CaF_2 溶度积限制,出水 F^- 质量浓度难以达到 10 mg/L 以下;吸附法则主要使用活性氧化铝等吸附剂对 F^- 进行吸附去除,但存在再生过程复杂、多次再生后吸附容量下降、运行成本高等问题;混凝法应用混凝剂及其水解产物对 F^- 进行吸附、络合除氟,但由于工艺运行中化学热力学条件限制,出水 F^- 质量浓度很难达到 10 mg/L 以下,且易产生大量污泥。

现有的除氟工艺难以满足当前排放标准要求,因而高效低耗的废水深度除氟工艺的研发成为研究人员广为关注的热点问题。基于加载絮凝的流化床深度除氟技术通过优化反应器的流体动力学及物料平衡条件,建立稳定的化学热力学体系,实现 F^- 的高效去除,实验室小试及现场中试试验结果表明,该技术可以实现较低成本下的有效 F^- 去除。本研究以某氟化工企业公司含氟废水为处理对象,分析了含氟工业废水流化床生产性试验的运行状况,探讨了工艺推广应用的可行性,为流化床深度除氟工艺的推广应用提供了参考数据,具有一定的现实意义与推广价值。

1 项目概况

1.1 原水水质

该氟化工企业生产废水主要由焚烧炉碱洗废水、1,1-二氟乙烷碱洗废水、五氟乙烷碱洗废水、物流尾气吸收废水、化验室取样废水等混合而成,含有较高浓度的 F^- 、 SO_3^{2-} 、 HCO_3^- 及部分有机物,经电石渣预处理后部分 F^- 及 SO_3^{2-} 以沉淀析出。预处理后废水水质特点为:(1)废水呈强碱性;(2)废水氟化物含量高,且浓度波动大;(3)废水 COD_{Cr} 、 HCO_3^- 、 SO_3^{2-} 浓度高,且波动较大。部分废水水质指标如表 1 所示。

表 1 原水水质指标
Tab. 1 Raw Water Quality

指标	数值
pH 值	10~13
氟化物/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	3 000~12 000
SO_3^{2-} /($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	120 000~170 000
HCO_3^- /($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	20 000~30 000
COD_{Cr} /($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	24 000~34 000

1.2 原有处理措施

该氟化工企业含氟废水原有处理措施为:含氟废水由管道输送至电石渣反应池,加入大量电石渣进行化学沉淀除氟;出水悬浊液经板式压滤机压滤后,滤后水排入调节池,调节 pH 至中性,之后排入沉淀池自然沉降。由于含氟废水来源较为复杂且部分废水水质水量波动较大,经过电石渣处理后水中剩余 F^- 质量浓度一般为 $40\sim 200\text{ mg/L}$ 。电石渣预处理后水质有如下特征:(1)氟含量依然较高,难以满足出水要求;(2)含氟废水中 SO_3^{2-} 含量较高,pH 为中性;(3) HCO_3^- 浓度高;(4)含有浓度波动较大的有机物。

1.3 深度处理工艺流程

基于电石渣处理后的原水水质及针对性的实验室及中试试验结果,充分考虑已有设施的有效利用,课题组拟定了该氟化工企业含氟废水处理工艺流程。含氟废水经现有电石渣反应池预处理后,于沉淀池调节 pH 至中性,而后泵送至吹脱塔脱除 CO_2 。调质后的废水泵送至高效固液分离器进行固液分离降低浑浊度,通过投加聚合氯化铝(PAC)可在混凝

固液分离同时进一步去除 F^- , 上清液进入一级除氟流化床, 投加 NaOH 调整 pH, 而后投加 PAC 进行流化床除氟, 末端加入聚丙烯酰胺 (PAM) 进行絮凝沉淀; 上清液进入二级除氟流化床, 进一步降低 F^- 浓

度; 上清液重力自流至三级流化床, 为保证出水达标, 降低处理成本, 根据 F^- 在线监测仪表剩余 F^- 浓度确定三级流化床加药量, 工艺所产生污泥则通过板式压滤机处理后运出。工艺流程如图 1 所示。

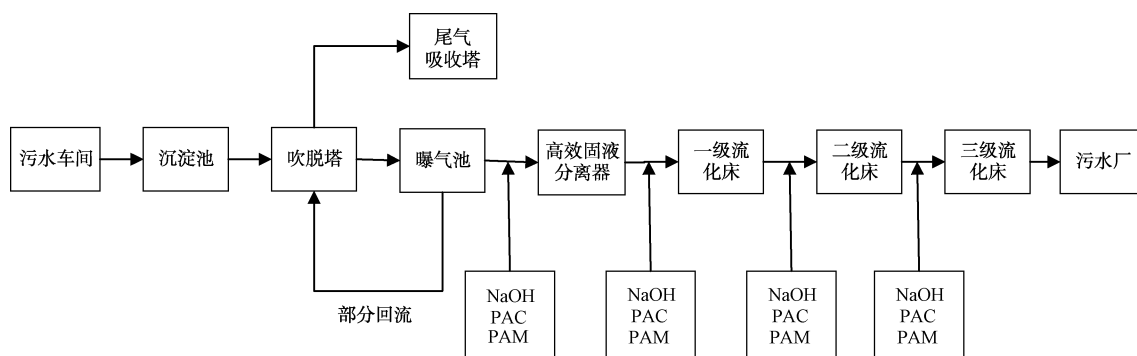


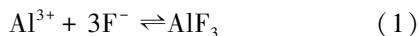
图 1 含氟废水处理工艺流程

Fig. 1 Process Flow of Fluoride-Containing Wastewater Treatment

2 含氟废水流化床处理工艺设计

2.1 流化床工艺原理

本流化床工艺通过投加 PAC, 于流化床内形成一定体积浓度的悬浮层。PAC 与 F^- 反应如式(1)、式(2)。



由式(1)、式(2)可知, 流化床内 Al^{3+} 及其水解产物与 F^- 发生化学反应形成不溶性盐类, 从而实现废水中 F^- 的去除, 化学平衡常数 $K = 1/[C(Al^{3+}) \cdot C^3(F^-)]$, 如增大 Al^{3+} 浓度及 $Al_n(OH)_{3n}$ 浓度, 将促进反应由左向右进行, 可有效提高 F^- 去除率。流化床反应器内, 由于悬浮层中具有较高浓度 Al^{3+} 及 $Al(OH)_3$, 强化化学反应从左到右进行, 从而实现对 F^- 的高效去除。该技术可以有效缩短停留时间, 减少占地面积, 方便固体颗粒相互作用, 有利于絮体的生成。经预处理的废水自下而上进入流化床反应器, 投加 PAC 后在水力搅拌和机械搅拌作用下形成富含 Al^{3+} 及 $Al(OH)_3$ 的微絮体悬浮层, 废水通过悬浮层, 与悬浮层中颗粒接触絮凝, 形成空隙率较小、密度较大的絮体。在此过程中, 形成的较大絮体经沉淀区沉降至污泥浓缩区, 进行压缩沉淀, 以减少污泥含水率与污泥体积。该工艺处理效率高, 常用于高浑浊度给水或污水处理。面对 F^- 浓度波动较大

的污水, 流化床深度除氟技术具有抗冲击负荷能力强、高效等特点。

2.2 流化床设计与运行

流化床设备简图如图 2 所示, 流化床设备处理水量为 $4 m^3/h$, 内筒设置搅拌桨, 搅拌桨上部为悬浮层区, 外筒上部为矩形澄清区, 下部为沉淀区, 澄清区设有斜板填料以强化沉淀效果, 流化床下部为污泥浓缩区, 通过排泥管定时排放浓缩污泥。

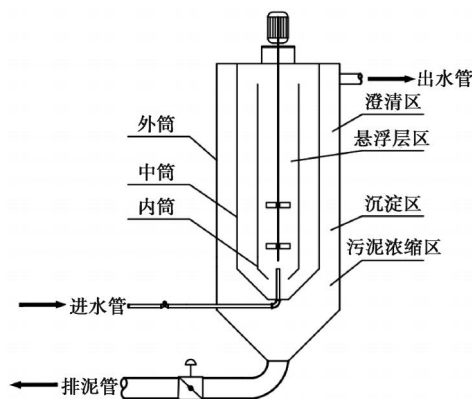


图 2 流化床设备示意图

Fig. 2 Schematic Diagram of Fluidized Bed Equipment

原水经上级反应器出水后, 于管道处投加药剂并通过管道混合器混合均匀, 药剂在水力作用下使初始粒子悬浮于流体中, 并利用机械搅拌使初始粒子于设备内筒中形成悬浮层, 废水自下而上通过悬浮层, 与悬浮层中颗粒接触絮凝, 受机械搅拌作用下控制产生粒子附着于即成絮体上, 形成空隙率较小、

密度较大的絮体。在此过程中,形成的较大絮体经中筒沉降至外筒污泥浓缩区,进行压缩沉淀,在减少污泥含水率与污泥体积后经排泥管排出,清液则通过中筒底部进入外筒,通过斜板填料沉淀后通过三角堰均匀出流。

控制流化床上升流速为 1.2~1.5 m/h,增大上升流速可有效提升设备负荷,但会降低反应器有效停留时间,降低悬浮层体积浓度进而降低除氟效果,因此,上升流速不宜过大。

2.3 药剂配制与投加

2.3.1 PAC 的配制与投加

混凝剂采用固体 PAC 配制于直径为 1.6 m、高为 1.6 m 的 3 m³ 聚乙烯储罐中,将水加至 153 cm 处,并加入 17 袋质量为 25 kg 的 PAC,配制质量分数为 15% 的 PAC 溶液。配制与加药时保持储罐搅拌电机开启搅拌,使 PAC 均匀溶解。投加使用变频计量泵,加药量根据各反应器出水水质,并通过调节计量泵冲程控制加药量,使用 DN20UPVC 管泵送至流化床进水管管道混合器前。

2.3.2 PAM 的配制与投加

絮凝剂选用阳离子型 PAM 配制于直径为 1.1 m、高为 1.0 m 的 1 m³ 聚乙烯储罐中,加水至 1 m 处,并均匀缓慢地加入 1.5 kg 阳离子型 PAM,持续开启搅拌 2 h,配制质量分数为 0.15% 的 PAM 溶液。投加使用计量泵,使用 DN15UPVC 管泵送至流化床中。

3 流化床的调试与运行

调试中保持进水流量为 4 m³/h 不变,对影响流化床处理效果的原水 F⁻ 浓度、加药量、pH 及搅拌转速等因素进行改变,测量出水 F⁻ 浓度,计算去除率。

3.1 药剂投加量

调试中,保持进水流量为 4 m³/h,控制进水 pH 值为 6.9~7.1,搅拌转速为 1 r/min,PAM 加药量为 3 mg/L,二级流化床进水 F⁻ 质量浓度为 9.62 mg/L,一级流化床进水 F⁻ 质量浓度为 31.87 mg/L。改变 PAC 加药量,待出水 F⁻ 稳定后检测二级流化床及一级流化床出水 F⁻ 浓度,结果如图 3 所示。

由图 3 可知,随 PAC 投加量的增加,除氟率稳定上升,PAC 投加量低于 1 600 mg/L 时,除氟率上升较为稳定,PAC 投加量高于 1 600 mg/L 时,除氟率上升变慢。PAC 投加量为 1 600 mg/L 时,二级流

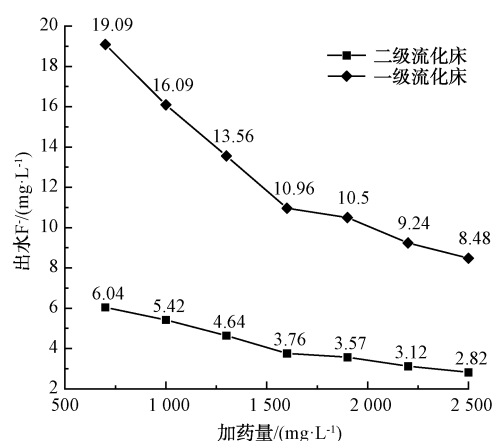


图3 加药量对 F⁻ 出水浓度的影响

Fig. 3 Influence of Chemical Dosages on Effluent Concentration of F⁻

化床出水 F⁻ 质量浓度为 3.76 mg/L,一级流化床出水 F⁻ 质量浓度为 10.96 mg/L。一级流化床进水 F⁻ 浓度较高,悬浮层形成较好,因此,除氟率高于二级流化床。调试数据说明,调整 PAC 加药量可有效控制流化床除氟率。考虑到项目原水 F⁻ 浓度波动较大,应控制各流化床 PAC 加药量,PAC 加药量设置不宜超过 1 600 mg/L,保证处理率的同时避免药剂浪费。

3.2 pH

pH 对除氟率影响较大,Al³⁺ 可与 F⁻ 直接络合,也可水解产生 Al(OH)₃,对 F⁻ 吸附达到去除 F⁻ 的目的^[10]。pH 过高或过低时,Al³⁺ 主要以离子或酸根离子形式存在,难以实现对 F⁻ 的有效去除。调试中,保持进水流量为 4 m³/h,控制流化床加药量为 2 200 mg/L,搅拌转速保持 1 r/min,二级流化床进水 F⁻ 质量浓度为 8.83 mg/L,一级流化床进水 F⁻ 质量浓度为 30.47 mg/L。改变流化床进水 pH,使流化床内 pH 稳定后检测二级流化床及一级流化床出水 F⁻ 浓度,结果如图 4 所示。

由图 4 可知,pH 值在 5.0~6.5 时,随 pH 增加,除氟率也逐渐上升。pH 值为 6.5 时,除氟率达到最大值(一级流化床除氟率约为 74.50%,二级流化床除氟率约为 72.59%),二级流化床出水 F⁻ 质量浓度为 2.42 mg/L,一级流化床出水 F⁻ 质量浓度为 7.77 mg/L;pH 值为 7.0 时,二级流化床出水 F⁻ 质量浓度为 2.86 mg/L,一级流化床出水 F⁻ 质量浓度为 8.83 mg/L。pH 值大于 7 后,除氟率随 pH 增大迅速下

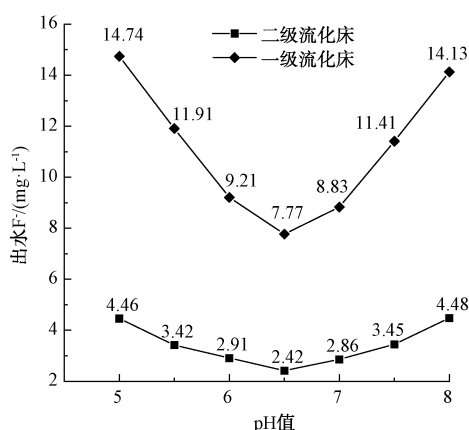


图4 pH值对F⁻出水浓度的影响

Fig. 4 Influence of pH Values on Effluent Concentration of F⁻. 调试数据表明,处理中应严格控制流化床进水pH,避免进水过酸或过碱。

3.3 搅拌转速

传统絮凝工艺中,絮体的成长完全是一种随机过程,搅拌转速增大,增大了F⁻与PAC接触机会,但转速过大易造成絮体破碎,使处理效果和沉降性能变差。调试中,保持进水流量为4 m³/h,控制进水pH值为6.9~7.1,PAC加药量为1 900 mg/L,PAM加药量为3 mg/L。二级流化床进水F⁻质量浓度为10.04 mg/L,一级流化床进水F⁻质量浓度为20.73 mg/L,改变流化床搅拌速度,检测二级流化床及一级流化床出水F⁻浓度,结果如图5所示。

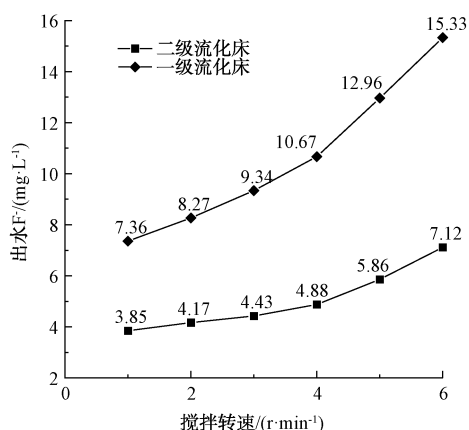


图5 搅拌转速对F⁻出水浓度的影响

Fig. 5 Influence of Stirring Speed on Effluent Concentration of F⁻

由图5可知,搅拌转速为1~5 r/min时,搅拌转速增大,除氟率快速降低,转速为1 r/min时除氟率达最大值(一级流化床为64.50%,二级流化床为

61.84%),二级流化床出水F⁻质量浓度为3.85 mg/L,一级流化床出水F⁻质量浓度为7.36 mg/L。调试数据表明,流化床在运行时所需转速较小,实际运行应保证流化床转速稳定在1 r/min,避免因絮体破碎影响出水效果。

3.4 原水浓度

工艺运行调试后对不同进水浓度下经三级流化床处理后出水F⁻进行检测。由图6可知,面对此类来源较为复杂的废水,进水F⁻质量浓度低于70 mg/L时,使用流化床工艺对不同F⁻浓度下废水均有较高的处理率,可有效降低出水F⁻浓度,稳定小于1 mg/L。相比于单一的化学沉淀法、吸附法和混凝沉淀法,流化床工艺具有适用范围广、出水水质稳定等特点。

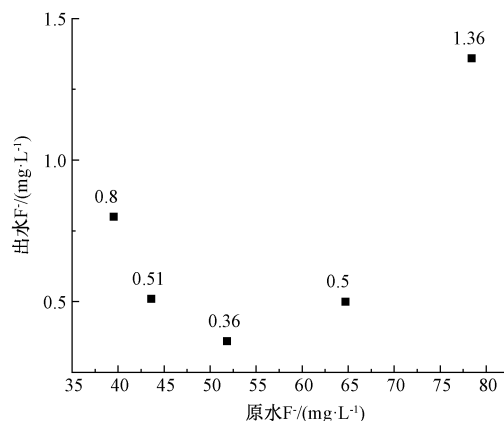


图6 不同原水浓度下流化床处理效果

Fig. 6 Treatment Effect of Fluidized Bed under Different Raw Water Concentrations

3.5 运行稳定性

根据调试运行确定流化床运行工艺条件为:药剂投加量为1 600 mg/L,pH值控制在6.5~7.0,搅拌转速为1 r/min。记录原水浓度出水浓度如图7所示,由于反应器容积较大,原水浓度对出水浓度的影响存在一定的滞后性,但出水质量浓度均稳定在1 mg/L以下。连续运行可知,以流化床为核心的深度除氟工艺具有较强的稳定性,经调试后能够满足出水氟化物质量浓度≤1.0 mg/L的标准要求。

3.6 经济比较

该氟化工企业含氟废水处理量为4 m³/h,采用流化床工艺将出水氟化物质量浓度降低至1 mg/L以下,采用PAC与除氟剂的药剂成本对比如下。

(1)使用PAC单价为2 200元/t,一、二级流化

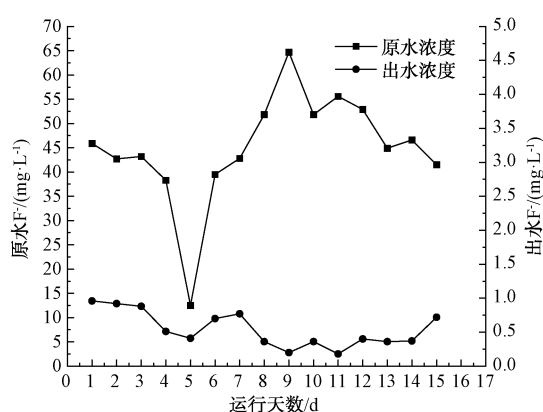


图7 调试完成后流化床运行稳定性

Fig. 7 Operation Stability of Fluidized Bed after Commissioning
床药剂投加量为 1 600 mg/L,三级流化床药剂投加量为 500~1 600 mg/L,经三级流化床出水除氟运行费用为 8.14~10.56 元/m³。

(2)使用除氟剂,经试验优选的对该废水除氟有效的除氟剂单价为 4 200 元/t,由于除氟剂密度较高,使用流化床工艺需较高上升流速,造成停留时间缩短,投加 500 mg/L 除氟剂仅使废水中 F⁻ 质量浓度从 2.4 mg/L 降低至 2.1 mg/L,除氟效果远差于 PAC。若与 PAC 同等投加量则水处理药剂成本为 15.54~20.16 元/m³,使用除氟药剂成本过高。

因此,相对于除氟剂,本项目废水采用流化床除氟具有显见的成本优势。

4 总结

针对某氟化工企业制冷剂生产产生的含氟废水存在含氟量高、浓度波动大且 COD_{Cr} 含量高等特点,经调试发现:

(1)药剂投加量为 500~2 500 mg/L 时,药剂投加量越高,除氟效果越好;pH 值在 5.0~6.5 时,随 pH 增加,除氟率随之增大,pH 值大于 7 后,除氟率迅速下降;搅拌转速为 1~5 r/min 时,增大搅拌转速,除氟率随之下降。

(2)进水 F⁻ 质量浓度低于 70 mg/L 时,面对各原水 F⁻ 浓度流化床工艺均有较好的处理能力;以药剂投加量为 1 600 mg/L、pH 值控制在 6.5~7.0、搅拌转速为 1 r/min 为流化床运行工艺参数。

(3)流化床以运行工艺参数连续运行 15 d,出水 F⁻ 质量浓度均达到 1 mg/L 以下,具有较强的稳定性。

(4)成本分析得出使用流化床工艺可有效降低

药剂投加量,降低药剂成本。

通过调试运行确定流化床运行工艺参数,使设备处理负荷稳定达到 4 m³/h,并在不同原水浓度下出水水质均达到设计目标。实践证明,以流化床为核心的深度除氟工艺,具有除氟高效、出水水质稳定等优点,可为含氟废水深度处理提供新的工艺思路。

参考文献

- [1] 孙杨,王晓宇,杨艳梅. 氟对人体影响的研究[J]. 现代医药卫生, 2010, 26(16): 2483-2485.
SUN Y, WANG X Y, YANG Y M. A study on the effects of fluorine on the human body[J]. Journal of Modern Medicine & Health, 2010, 26(16): 2483-2485.
- [2] 徐桂花,祝庆丰. 国内氟化工行业发展现状与趋势分析[J]. 有机氟工业, 2014(3): 6-10.
XU G H, ZHU Q F. Analysis of current situation and development trend of domestic fluorochemical industry [J]. Organo-Fluorine Industry, 2014(3): 6-10.
- [3] 薛旭金. 无机氟化物的现状及发展方向[J]. 无机盐工业, 2014, 46(5): 1-5.
XUE X J. Present situation and development trend of inorganic fluoride[J]. Inorganic Chemicals Industry, 2014, 46(5): 1-5.
- [4] 山东省环境保护厅,山东省质量技术监督局. 流域水污染物综合排放标准 第3部分:小清河流域; DB 37/3416.3—2018 [S]. 2018.
Shandong Provincial Department of Environmental Protection, Shandong Provincial Bureau of Quality and Technical Supervision. Integrated wastewater discharge standard for basin Part 3: Xiaoqing River basin; DB 37/3416.3—2018 [S]. 2018.
- [5] 江苏省市场监督管理局,江苏省生态环境厅. 城镇污水处理厂污染物排放标准: DB 32/4440—2022[S]. 北京: 中国环境出版社, 2022.
Jiangsu Provincial Market Supervision Administration, Jiangsu Provincial Department of Ecology and Environment. Discharge standard of pollutants for municipal wastewater treatment plant; DB 32/4440—2022 [S]. Beijing: China Environmental Press, 2022.
- [6] 国家环境保护总局,国家质量监督检验检疫总局. 地表水环境质量标准: GB 3838—2022[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2022.
State Environmental Protection Administration, General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China. Environmental quality standards for surface water: GB 3838—2022 [S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [7] HUANG H M, LIU J H, ZHANG P, et al. Investigation on the simultaneous removal of fluoride, ammonia nitrogen and

- phosphate from semiconductor wastewater using chemical precipitation[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 307: 696–706. DOI: 10.1016/j.cej.2016.08.134.
- [8] HE Y J, HUANG L, SONG B C, et al. Defluorination by ion exchange of SO_4^{2-} on alumina surface: Adsorption mechanism and kinetics[J]. *Chemosphere*, 2021, 273: 129678. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.129678.
- [9] AOUDJ S, DROUICHE N, HECINI M, et al. Coagulation as a post-treatment method for the defluoridation of photovoltaic cell manufacturing wastewater [C]. Algiers: First International Seminar on Water, Energy and Environment (ISWEE), 2011: 111–120.
- [10] 卢建杭, 刘维屏, 郑巍. 铝盐混凝去除氟离子的作用机理探讨[J]. *环境科学学报*, 2000(6): 709–713.
- LU J H, LIU W P, ZHENG W. The removal mechanisms of fluoride ion by aluminum salt coagulant [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2000(6): 709–713.

(上接第 16 页)

- [60] ZHENG F, WANG J, XIAO R, et al. Dissolved organic nitrogen in wastewater treatment processes: Transformation, biosynthesis and ecological impacts [J]. *Environmental Pollution*, 2021, 273: 116436. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.116436.
- [61] LUO Y Y, LIU C, ZHAO M Q, et al. Removal performance and mechanism of typical amino acids in water by the peroxymonosulfate/ Fe_3O_4 nanoparticles [J]. *Water Supply*, 2022, 22(2): 2257–2268.
- [62] WANG Y L, WANG X L, TIAN L P, et al. Removal effect and mechanism of amphiphilic chitosan modified microbubbles on microcystis aeruginosa [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2022, 46: 102585. DOI: 10.1016/j.jwpe.2022.102585.
- [63] LEE W, WESTERHOFF P, CROUÉ J. Dissolved organic nitrogen as a precursor for chloroform, dichloroacetonitrile, N-nitrosodimethylamine, and trichloronitromethane [J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(15): 5485–5490.
- [64] RUAN X X, ZHANG X R, LEI Y, et al. UV_{254} irradiation of N-chloro- α -amino acids: Kinetics, mechanisms, and N-DBP formation potentials[J]. *Water Research*, 2021, 199: 117204. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117204.
- [65] CHEN B Y, WESTERHOFF P. Predicting disinfection by-product formation potential in water[J]. *Water Research*, 2010, 44(13): 3755–3762.
- [66] KRASNER S W, MITCH W A, MCCURRY D L, et al. Formation, precursors, control, and occurrence of nitrosamines in drinking water: A review [J]. *Water Research*, 2013, 47(13): 4433–4450.
- [67] LIU X, PARK M, BEITEL S C, et al. Formation of nitrogenous disinfection byproducts in MP UV-based water treatments of natural organic matters: The role of nitrate [J]. *Water Research*, 2021, 204: 117583. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117583.
- [68] KALI S, KHAN M, GHAFFAR M S, et al. Occurrence, influencing factors, toxicity, regulations, and abatement approaches for disinfection by-products in chlorinated drinking water: A comprehensive review [J]. *Environmental Pollution*, 2021, 281: 116950. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.116950.
- [69] ZHANG S S, LIN T, CHEN H, et al. Precursors of typical nitrogenous disinfection byproducts: Characteristics, removal, and toxicity formation potential [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 742(5): 140566. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140566.
- [70] ERSAN G, ERSAN M S, KANAN A, et al. Predictive modeling of haloacetonitriles under uniform formation conditions [J]. *Water Research*, 2021, 201: 117322. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117322.
- [71] 蒋绍阶, 刘宗源. UV_{254} 作为水处理中有机物控制指标的意义 [J]. *重庆建筑大学学报*, 2002(2): 61–65.
- JIANG S J, LIU Z Y. The meaning of UV_{254} as an organic matter monitoring parameter in water supply & wastewater treatment [J]. *Journal of Chongqing Jianzhu University*, 2002(2): 61–65.
- [72] 徐鹏, 李忠群, 程战利, 等. 水源水消毒副产物生成势与 $\text{UV}_{254}/\text{DOC}$ 的相关性研究 [J]. *环境科学学报*, 2018, 38(8): 3021–3026.
- XU P, LI Z Q, CHENG Z L, et al. Correlation study between the generation potential of disinfection by-products and $\text{UV}_{254}/\text{DOC}$ in water source water [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, 38(8): 3021–3026.